



UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

**Adsorción de Metales Pesados en Suelos Contaminados  
Aplicando Enmiendas para Reducir su Disponibilidad. Revisión  
Sistemática 2021**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO AMBIENTAL

**AUTOR:**

Layme Choque, Marco Antonio (ORCID: 0000-0002-0117-2483)

**ASESORA:**

Mg. Cabello Torres, Rita Jaqueline (ORCID: 0000-0002-9965-9678)

**LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:**

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LIMA – PERÚ  
2021

## **Dedicatoria**

Con mucho amor y cariño a mis queridos padres Yola Choque Cruz y Juan Layme Oroccollo que son la fuente de inspiración y ejemplo de trabajo y esfuerzo siendo ellos mi soporte en toda mi formación profesional motivándome siempre a seguir adelante

## **Agradecimiento**

A Dios cada minuto de mi vida que me da para seguir superando mis metas.

A todos mis compañeros y docentes con quienes compartí las aulas universitarias, porque de una u otra forma estuvieron ahí para apoyarnos en nuestro proceso de formación.

## Índice de Contenido

Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de contenido	iv
Índice de tablas	v
Índice de figuras	vi
RESUMEN	vii
ABSTRACT	viii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA	13
3.1. Tipo y diseño de investigación	13
3.2. Categorías, subcategorías y matriz de Operacionalización	13
3.3. Escenario de estudio	15
3.4. Participantes	15
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos, validez y confiabilidad	15
3.6. Procedimiento	16
3.7. Rigor científico	16
3.8 Métodos de análisis de la información	16
3.9 Aspectos éticos	17
IV. RESULTADOS Y DISCUSION	18
VI. CONCLUSIONES	48
VII. RECOMENDACIONES	50
REFERENCIAS	51
ANEXOS	
Anexo 1. Declaratoria de autenticidad (autores)	
Anexo 2. Declaratoria de autenticidad (asesor)	
Anexo 3. Matriz de Operacionalización	

## **Índice de tablas**

Tabla 1:	Matriz de Categorización apriorística	14
Tabla 2:	Propiedades fisicoquímicas de suelos contaminados con metales pesados	21
Tabla 3:	Propiedades fisicoquímicas de las enmiendas usadas como mejoradores de suelos	27
Tabla 4:	Adsorción y disponibilidad de metales pesados	42

## Índice de figuras

Figura 1:	Patrones de Minerales obtenidos por análisis DRX sobre a) biocarbones de ganado (CB), b) de cerdo (SB), c) de estiércol de ganado (CMB), d) de estiércol de cerdo (SMB) que demuestra grupos $\text{PO}_4$ , $\text{F}^-$ , $\text{Cl}^-$ , $\text{Br}^-$ , $\text{OH}^-$ ; $\text{P}$ , $\text{OH}$ , $\text{SO}_4$ , $\text{CO}_3^{2-}$ entre otros.	7
Figura 2:	Grupos funcionales reportados por Khan et al (2018) en adsorbentes de biochar y de arroz de cercano	8
Figura 3:	Macropartículas de biocarbón elaborado a partir de cascara de coco sin procesar (A y B) y modificado (C y D) tomado de Liu et al. (2018).	10
Figura 4:	Niveles de a) pH en el suelo y b) contenido disponible de P en el suelo enmendado. Tomado de Huang et al. (2019).	25
Figura 5:	Correlaciones entre pH y la extractabilidad de $\text{Cd}^{+2}$ y $\text{Pb}^{+2}$ en suelos emendados que disminuyen su disponibilidad en el tercer mes de aplicación. Adaptado de Hamid et al. (2018).	38
Figura 6:	Disminución de Cd extraído en los distintos tratamientos (método de $\text{CaCl}_2$ 0.01M). Tomado de Van Poucke et al. (2018)	39
Figura 7:	Distribución de la sorción de Cd en: a) suelo sin tratar, b) suelo tratado con bentonita, c) suelo tratado con calcita y d) suelo tratado con zeolita en función de pH.	40

## **Resumen**

Se ha investigado el tratamiento de suelos contaminados con metales pesados con el objetivo de evaluar la adsorción de metales pesados aplicando enmiendas para reducir su disponibilidad. Para tal efecto se ha empleado la metodología de una revisión sistemática con diseño cualitativo no experimental. Los resultados indicaron nuevas aplicaciones de biocarbones elaborados a partir de animales muertos, y los clásicos como biocarbons de estiércol de distintos animales, de otro lado, si bien usando el compostaje, vermicompost, turbas, y residuos secos de cascaras de arroz entre otras para la adsorción de diversos metales, también se viene usando rocas fosfatadas, dolomitas, bentonitas, las que pueden ser activadas para mejorar su rendimiento de adsorción. Sin embargo, las condiciones del tipo de suelos con sus características fisicoquímicas con pH como variable determinante, capacidad e intercambio catiónico, materia orgánica, influye en la capacidad de adsorción de metales. Sin embargo es necesario mantener un control sobre las condiciones ambientales con pruebas de campo debido a la variación de pH que afecta las capacidades máximas de adsorción y de extractabilidad de los metales en las soluciones acuosas de los suelos.

**Palabra clave:** adsorción, extractabilidad de metales, suelos, enmiendas.

## **Abstract**

The treatment of soils contaminated with heavy metals has been investigated in order to assess the adsorption of heavy metals applying amendments to reduce their availability. For this purpose, the methodology of a systematic review with a non-experimental qualitative design has been used. The results indicated new applications of biofuels made from dead animals, and the classics such as biocarbons from manure from different animals, on the other hand, are well used by composting, vermicompost, peat, and dry rice husk residues among others for the adsorption of various metals, phosphate rocks, dolomites, bentonites have also been used, which can be activated to improve their adsorption performance. However, the conditions of the type of soil with its physicochemical characteristics with pH as a determining variable, capacity and cation exchange, organic matter, influences the metal adsorption capacity. However, it is necessary to maintain control over environmental conditions with field tests due to the variation in pH that affects the maximum capacities of adsorption and extractability of metals in aqueous solutions of soils.

**Keyword:** adsorption, extractability of metals, soils, amendments.



## I. INTRODUCCIÓN

La remediación de suelos contaminados con metales pesados se ha desarrollado en los últimos años con la inclusión de nuevos métodos de recuperación ya que los métodos convencionales de remediación de suelos contaminados con estos agentes se han utilizado durante décadas y han mostrado excelentes resultados, pero desarrollan sus propios contratiempos. Las técnicas químicas y físicas, cuando se utilizan de forma singular, generan subproductos (lodos tóxicos o contaminantes) y no son rentables, mientras que el proceso biológico es muy lento y requiere mucho tiempo (Sharma et al. 2019).

Es importante comprender el origen de los metales pesados y su acumulación e interacción en el suelo conociendo sus propiedades fisicoquímicas para escoger el mejor procedimiento de remediación ambiental. Entre las propiedades fisicoquímicas, el pH y la materia orgánica son los parámetros importantes que juegan un papel clave en la acumulación y disponibilidad de metales pesados en el ambiente del suelo (Khan et al. 2015) pero también la textura del suelo resulta crucial para mantener los metales en sus partículas (adsorción). Los metales pesados no son fijados permanentemente por el suelo y los sedimentos, pero interactúan y se distribuyen a través de los componentes del suelo y los sedimentos mediante varios métodos, como el intercambio iónico. Debido a su no degradabilidad, los metales pesados están presentes en el suelo durante un largo período de tiempo. Otro aspecto relevante para que la adsorción metálica en los suelos tratados con enmiendas sea exitosa dependerá de la naturaleza de las enmiendas, ya que estas pueden ser de tipo inorgánicas y otras elaboradas de materiales orgánicos. Yang et al. (2017) estudiaron el comportamiento de sorción de metales pesados usando biocarbón-compost en diferentes proporciones en suelos de humedales contaminados, Elbana et al. (2018) evaluaron parámetros de sorción usando modelo de Freundlich para el Cd, Cu, Ni, Pb y Zn para diferentes suelos.

Se han realizado estudios sobre los mecanismos y nivel de adsorción y disponibilidad de los metales en suelos tratados por enmiendas, por ejemplo, Dhaliwal et al. (2019) evaluaron las técnicas de remediación para remover

metales pesados en suelo contaminados, Wan et al. (2016) Sintetizó una nueva clase de nanoclorapatita estabilizada para inmovilizar Pb en sedimentos, Liang y col. (2017) evaluó los cambios en la disponibilidad de metales pesados de suelos de humedales contaminados usando biochar-compostaje, Venegas, Rigol & Vidal (2016) evaluaron los cuándo aplicaron desechos orgánicos o biocarbón, Zeng et al. (2015) evaluó la eficiencia en la aplicación de biocarbón y compostaje para disminuir la biodisponibilidad, y movilidad de metales en suelo de humedales, Guo et al. (2018) estudio la estabilidad de la remediación de metales usado enmiendas evaluada por muchos investigadores (Li et al. 2017), del mismo modo Tan et al. (2015) inmovilizaron Cd (II) en suelo ácido modificado con distintos biocarbons. Li et al (2016) estudio la sorción de cobre y cadmio en un suelo contaminado usando diversas enmiendas y Qin et al (2018) evaluó biocarbón derivados de bambú y cerdo para adsorber cadmio y plomo de suelos contaminados

Por esta razón en esta investigación se ha efectuado una revisión sistemática de recientes investigaciones relacionadas con la aplicación de adsorbentes de naturaleza inorgánica y de origen orgánico, sus efectos sobre suelos contaminados de diversas características con la finalidad de comprender los procesos que desarrollan en el suelo y la conveniencia de tales aplicaciones bajo ciertas condiciones en el contexto de la remediación de suelos contaminados por metales pesados.

La investigación se justifica teóricamente porque desarrolla los nuevos enfoques teóricos que explican los rendimientos de adsorción y disminución de la disponibilidad de los metales con estos tratamientos. También se justifica desde que se explican los nuevos métodos de aplicación de enmiendas de una manera práctica para seleccionar el mejor tratamiento.

Ante esta realidad surgió el problema general ¿Cómo se produce la adsorción de metales pesados en suelos contaminados aplicando enmiendas para reducir su disponibilidad?, del mismo modo los problemas específicos son:

**PE1:** ¿Cuáles son las características fisicoquímicas de los suelos contaminados con metales pesados para la aplicación de enmiendas y mejorar la adsorción de metales?

**PE2:** ¿Cuáles son las características fisicoquímicas de enmiendas de origen orgánico e inorgánico para mejorar la adsorción de metales en los suelos?

**PE3:** ¿Cuáles son los efectos de adsorción y disponibilidad de metales en la solución acuosa de los suelos contaminados?

El objetivo general comprende: Evaluar la adsorción de metales pesados en suelos contaminados aplicando enmiendas para reducir su disponibilidad. Asimismo los objetivos específicos se centraron en:

**OE1:** Analizar las características fisicoquímicas de los suelos contaminados con metales pesados para la aplicación de enmiendas y mejorar la adsorción de metales.

**OE2:** Comparar las características fisicoquímicas de enmiendas de origen orgánico e inorgánicos para mejorar la adsorción de metales en los suelos.

**OE3:** Comparar los efectos de adsorción y disponibilidad de metales en la solución acuosa de los suelos contaminados.

## II. MARCO TEÓRICO

**Fuentes de contaminación.** Los metales pesados están presentes de forma natural en las rocas madre, también se generan en el ambiente como subproductos de la actividad humana, de esta forma el suelo se contamina y a partir de este hecho se transportan ambientalmente, entonces se puede distinguir la transferencia de diferentes minas a varios sitios ambientales; diferentes formas de metales pesados presentes en el ecosistema convertidas en formas más biodisponibles; además los niveles presentes en los productos de desecho son elevadas comparado con las del entorno receptor (Lianwen et al. 2018) y que arriesgan la salud humana (Sharma & Singh 2015). Las industrias minera y manufacturera son las principales fuentes de metales pesados que finalmente contaminan el suelo, las aguas subterráneas y el aire, además de la acelerada urbanización e industrialización con la consiguiente liberación de distintos tipos de gases de emisión, arriesgando la calidad de las aguas por las aguas residuales, también resultan un problema los desechos industriales y la aplicación de granjas de lodos como fuente de contaminación por metales pesados (Chandrasekaran et al. 2015). La expansión de la industrialización conduce al deterioro de la salud del suelo al contaminar los ríos o liberar sus efluentes directamente en el sistema de alcantarillado o en la periferia de las ciudades. Otro motivo de preocupación es la deposición atmosférica debido a la combustión de combustible, desechos de industrias como las industrias textil y de tintes, desechos de galvanoplastia, ciclos y repuestos, procesos de fundición y minería, revestimiento de metales, lodos de aguas residuales y uso de productos químicos fertilizantes (Zeng et al. 2017).

En el suelo agrícola, la composición de los metales pesados se rige por el material de la roca madre, las partículas de aerosol de la combustión de combustibles fósiles, el relleno de tierras, las aplicaciones de material orgánico y los contaminantes en los fertilizantes y otras fuentes. Por ejemplo, durante las últimas décadas, las emisiones antropogénicas de plomo se han incrementado en gran medida durante la minería, las actividades de fundición, los escapes de automóviles y las pinturas con plomo que su liberación natural de la roca madre. Otros metales pesados como el cadmio se liberan como producto de desecho en el refinado de plomo y zinc; La emisión de mercurio también ocurre durante la

desgasificación de la corteza terrestre (Sumiahadi y Acar 2018). En consecuencia, los metales pesados ingresan al ambiente a partir de una variedad de fuentes en forma de deposición atmosférica de minas de metales, vertederos, aplicación de fertilizantes, estiércol animal, combustión de carbón, productos petroquímicos y gasolina con plomo.

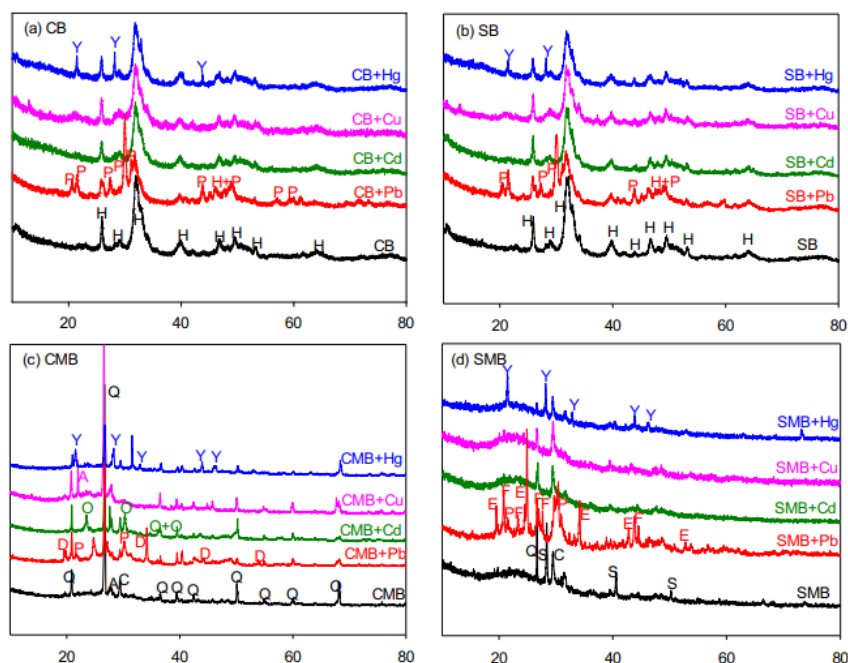
La combustión de gasolina también conduce a la emisión aérea de Pb y es responsable de la presencia de Pb en suelos de áreas urbanas y sitios colindantes. La industria de neumáticos y aceites lubricantes también agrega Zn y Cd en el suelo (Huang et al. 2016; Jinadasa et al. 2016).

Asimismo se ha establecido que el riego con aguas residuales reduce el pH del suelo y aumenta el contenido de carbono orgánico y la conductividad del suelo, pero provoca la acumulación de metales pesados en la capa de arado de las tierras agrícolas y se han estudiado concentraciones crecientes de metales tóxicos en suelos con la aplicación regular de lodos de aguas residuales (Sharma y Dhaliwal 2019). Se han reportado concentraciones significativamente más altas de Pb, Cr, Cd y Ni, extraíbles y disponibles en las soluciones del suelo en tierras irrigadas con aguas residuales.

Ante esta realidad han surgido técnicas para la remediación de los suelos contaminados, especialmente basadas en la formulación de enmiendas de origen mineral y orgánica para reducir la movilidad de los metales en el suelo y con ello su biodisponibilidad hacia las especies vegetales cultivadas en estos nichos ecológicos por medio de la adsorción de los metales mejorados por estas enmiendas con que se tratan tales suelos. Por ejemplo, Lei et al. (2019) empleo cadáveres de animales para la elaboración de biocarbón al cual denomino (BAD) como una técnica reciente para el tratamiento de suelos, su composición elemental y demás propiedades de su estructura físico-química son muy diferentes las de los biochar de fuentes vegetales o aquellos derivados del estiércol (MDB), con la finalidad de tratar suelos contaminados con metales pesados aplicó ADBs y MBD elaborados de cadáveres de bovinos y porcinos y estudió sus potenciales de sorción y los mecanismos de inmovilización de Pb (II), Cd (II), Cu (II) y Hg (II). Abdin, et al. (2020), estudio la adsorción y la disponibilidad de metales pesados en suelos contaminados por actividades mineras usando biochars de mezquita y espina de pescado, Baiamonte y col.

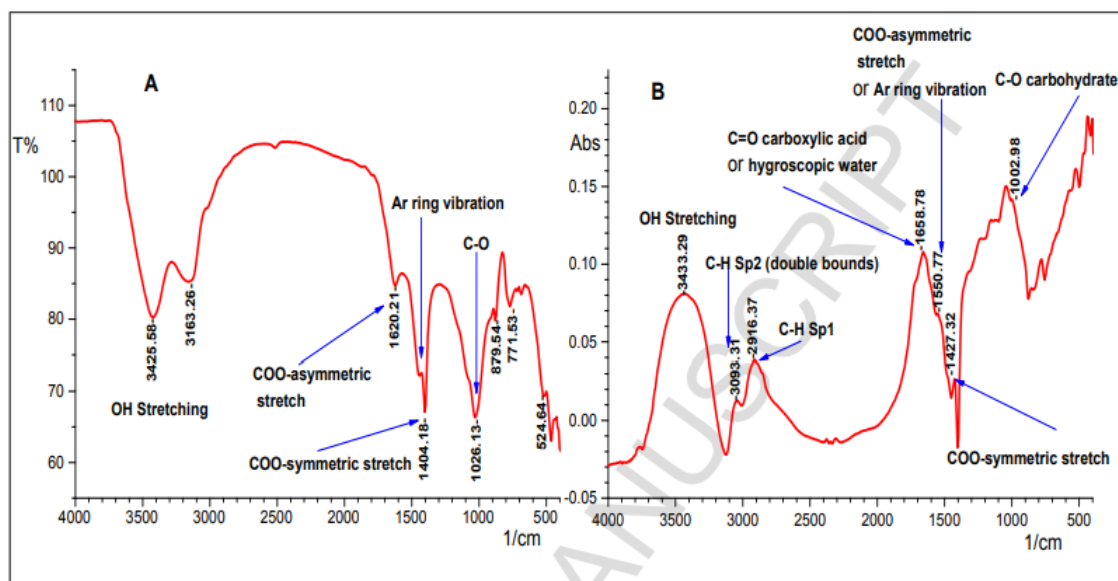
(2019) evaluaron el efecto del biocarbón relacionados con las propiedades físicas y estructurales de un suelo arenoso.

Lei et al. (2019) describió que los cadáveres de animales (ADB) de manera similar Patel et al. (2015) que también sintetizaron carbón óseo mesoporoso aplicando la pirólisis de huesos de animales, para remediación ambiental. Este material se componen generalmente de hueso, músculo, grasa y tejido conectivo y presenta un alto contenido de calcita e hidroxiapatita por los huesos ( 60% - 70%), en cambio el estiércol (BMD) generados por el consumo de forrajes que no son digeridos y con alta presencia de lignocelulosa contribuye a mantener un alto contenido de C, además su contenido mineral también es elevado (Si, K, Ca y P) conservándose en la pirolisis en forma de silicato, óxido metálico o carbonato. Es importante la temperatura en el proceso de pirólisis, temperaturas entre 580 ° C y 740 ° C descomponen la calcita ( $\text{CaCO}_3 \rightarrow \text{CaO}$ ), temperaturas mayores de 740 °C generan la descomposición de grupos  $\text{PO}_4^{3-}$ , enlaces P-O, O-P-O del grupo  $\text{PO}_4^{3-}$ , vibraciones de estiramiento C-O pertenecientes a grupos  $\text{CO}_3^{2-}$ , con sustituciones de carbonato en la red cristalina , estiramientos de hidroxilo fenólico y vibraciones de estiramiento C-O. Lei et al. (2016) demostró patrones de ADB combinaciones de hidroxiapatita con varios metales pesados, en cambio biochar de estiércol BMD resultan ricos en calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) y cuarzo ( $\text{SiO}_2$ ).



**Figura 1.** Patrones de Minerales obtenidos por análisis DRX sobre a) biocarbones de ganado (CB), b) de cerdo (SB), c) de estiércol de ganado (CMB), d) de estiércol de cerdo (SMB) que demuestra grupos  $\text{PO}_4$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ ,  $\text{OH}^-$ ;  $\text{P}$ ,  $\text{OH}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  entre otros. Tomado de Lei et al. (2019).

Otra forma de conocer la naturaleza y las formas químicas pertenecientes en los materiales adsorbentes es mediante el análisis de espectroscopia de transformada de Fourier (FTIR), Khan et al (2018) evaluaron los grupos funcionales presentes en el biocarbón (A) y cáscara de arroz (B) como materiales adsorbentes aplicados, identificaron bandas a 3425,58 correspondiente al estiramiento OH y otras bandas de estiramiento al grupo  $\text{COO}^-$ ,  $\text{-CO-}$  entre otros.



**Figura 2.** Grupos funcionales reportados por Khan et al (2018) en adsorbentes de biochar y de arroz de cercano.

**Experimento de sorción y modelos de adsorción.** El desarrollo de experimentos para determinar la adsorción de metales por la aplicación de enmiendas diversas de metales en suelos, generalmente se realizan con alícuotas de suelo (1 o 2 g) y otra alícuota de enmienda ej. 0.5 g, el cual se mezclan en soluciones hasta que alcancen el equilibrio usando soluciones electrolíticas como el  $\text{CaCl}_2$  0.01 M en condiciones ambientales, se suelen preparar soluciones de los metales en distintas concentraciones, Chávez et al. (2016) uso  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$  en concentraciones de 0, 2, 4, 6, 8 y 10 mg/kg añadidos a los suelos e inclusive pruebas en las enmiendas con concentraciones de  $\text{Cd}^{+2}$  de 0, 5, 10, 30, 60, 120, 240 y 480 mg/kg en las enmiendas para medir su nivel de adsorción particular. Una vez alcanzado el equilibrio los datos se ajustan aplicado los modelos de Langmuir y Freundlich de acuerdo a la ecuación descrita por Chávez et al (2016):

$$q = (b \cdot K_L \cdot C_{eq}) / (1 + K_L \cdot C_{eq}) \quad \text{ecuación 1}$$

$$q = b_1 \cdot K_{L1} \cdot C_{eq} / (1 + K_{L1} \cdot C_{eq}) + (b_2 \cdot K_{L2} \cdot C_{eq}) / (1 + K_{L2} \cdot C_{eq}) \quad \text{ecuación 2}$$

$$q = K_f C_{eq}^N \quad \text{ecuación 3}$$



En los modelos Langmuir de uno y dos sitios (ecuación 1 y 2),  $q$  es la cantidad de Cd adsorbido entre unidad de masa de suelo o enmienda usada,  $C_{eq}$  es la concentración metálica en equilibrio,  $b$  y  $K_L$  son parámetros obtenidos por regresión lineal que representa las máximas cantidades adsorbidas y la constante relacionada con la energía de enlace. De otro lado, la ecuación 3 muestra el modelo de Freundlich en esta ecuación,  $q$  y  $C_{eq}$  representa los mismo parámetros de la ecuación de Langmuir, mientras que  $K_f$  y  $N$  son parámetros que se obtiene al ajustar linealmente los datos, positivos que representa la propiedad del adsorbente y la heterogeneidad de los sitios de sorción (Essington 2015).

Liu, et al. (2021) desarrolló también pruebas de sorción para comparar la efectividad en la aplicación de la roca de fosfato de dolomita (DPR), la roca de fosfato de dolomita activada con ácido húmico (ADPR) y de biocarbón (BC) para inmovilizar  $Cd^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  sobre dos suelos agrícolas de tipo Alfisol y otro de tipo Spodosol.

El principio de los modelos de adsorción con los datos termodinámicos se suelen ajustar al modelo de Langmuir bajo la siguiente ecuación presentada por Liu et al. (2021):

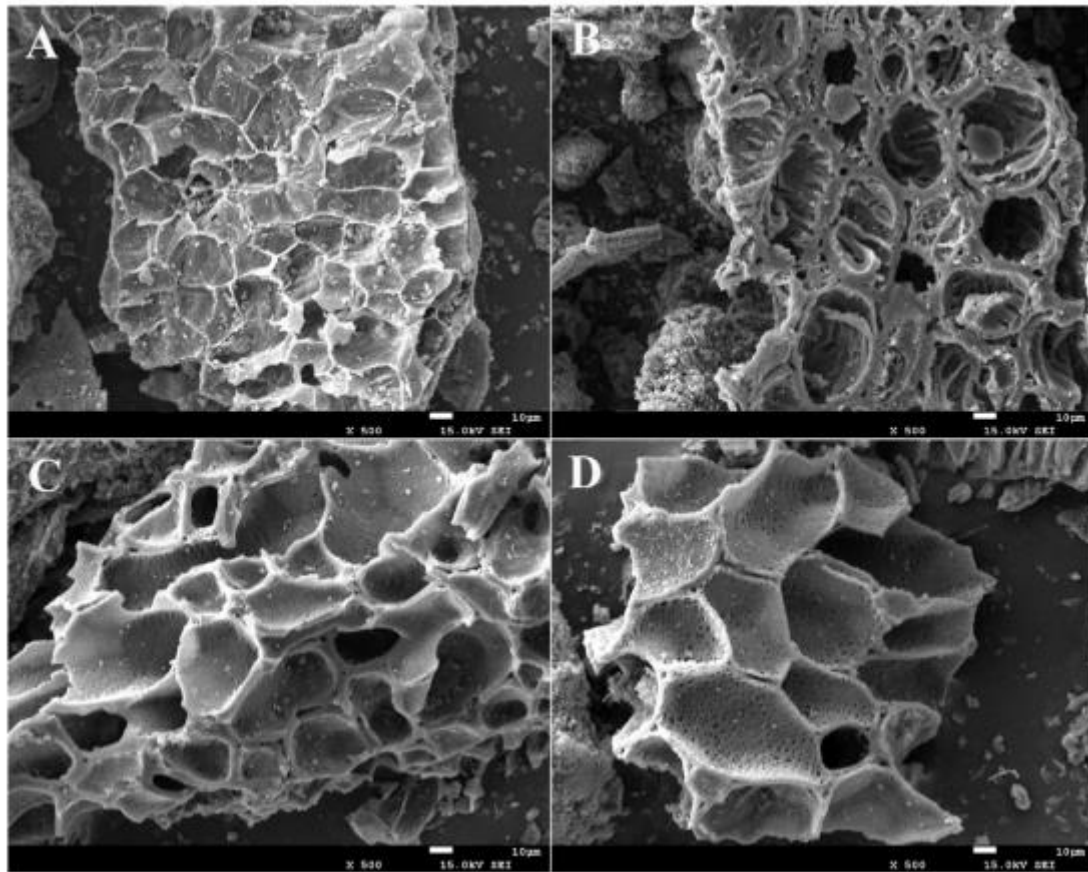
$$Q = b \cdot k \cdot C_{eq} / (1 + k \cdot C_{eq}) \quad \text{ecuación 4}$$

$$\text{o su forma lineal} \quad \text{ecuación 5}$$

$$C_{eq}/q = 1/kb + C_{eq}/b \quad \text{ecuación 6}$$

Este modelo presenta  $q$  correspondiente a la cantidad de metal adsorbido por unidad de masa del adsorbente,  $C_{eq}$  representa la concentración de los metales en solución entre el momento de equilibrio,  $b$ ,  $k$  ambos son parámetros que definen la máxima adsorción y muestra la constante relacionada con la energía de enlace, la sorptividad se relaciona con  $b$  y  $k$ .

Liu et al. (2018), demostró el tamaño y micro porosidad traducida en una elevada área superficial específica de los adsorbentes de biocarbón que actúan los grupos funcionales logrando la adsorción de los metales en la partículas y eficiencia (Liu & Tsai 2016).



**Figura 3.** Macropartículas de biocarbón elaborado a partir de cascara de coco sin procesar (A y B) y modificado (C y D) tomado de Liu et al. (2018).

Hamid, et al. (2018) trató suelos agrícolas contaminados con Cd y Pb con el objetivo de evaluar la efectividad de enmiendas para aumentar la adsorción de los metales en el suelo, usando cal, mineral de DaSan Yuan, mineral de Di Kang N° 1, biochar derivado de la cáscara de coco, Fe-biochar, mineral de Yirang, fertilizante de fósforo, Agentes estabilizadores verdes (mezcla hidroxiapatita, cal, sepiolita y zeolita): GSA-1, GSA-2, GSA-3 y GSA-4, aplicados todos al 1% en pruebas de campo, este método reduciría la absorción de  $\text{Cd}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$  en el arroz (*Oryza sativa L*).

Huang et al. (2019) aplicó roca fosfórica activada con ácido oxálico (APR) y harina de huesos (BM) a un suelo contaminado con  $\text{Cu}^{+2}$  (573.2 mg/kg) y  $\text{Pb}^{+2}$  (158.8 mg/kg) con la finalidad de evaluar la eficacia de inmovilizar ambos metales, para ello usaron dosis de 0.1%, 0.5%, 2% y 4% con una incubación de 01 año, concluyeron que el BM resultaba más eficaz que la roca fosfórica APR

para inmovilizar el  $\text{Cu}^{+2}$  en el suelo, mientras que APR fue mejor que BM inmovilizando  $\text{Pb}^{+2}$  para dosis de enmiendas mayores al 2%.

Van Poucke et al. (2018) estudió un suelo con antecedentes de actividad industrial contaminada con  $\text{Cd}^{+2}$  debido a la deposición atmosférica originada por la actividad de fundición en la región durante muchos años, su tratamiento se realizó usando biocarbón 2% y al 4% (B2) elaborado con madera de encina pirolizada a  $650^{\circ}\text{C}$ , compost al 2% y al 4% (C2) elaborado con residuos de sustratos de fresa (44%), paja (28%), puerro (17%) y corteza (11%) en proceso aerobio, y con la aplicación de turbas al 2% y 4% (P2) proveniente de los estados bálticos y un tratamiento de encalamiento a pH 6.9 (S) y 7.1 (S) con cal, estabilizadas en 44 semanas. Su estudio concluyó en que la mezcla del suelo con las enmiendas influyeron en la movilidad de  $\text{Cd}^{+2}$ , esto se produjo por el dominio de la alcalinización sobre la inmovilización del  $\text{Cd}^{+2}$ , especialmente el biocarbón y cal fueron muy efectivos en la reducción de la liberación de Cd. Sin embargo la turba aplicada no mostro tal comportamiento, ya que es un material más ácido y generó la liberación de un mayor contenido de Cd en dicha solución, con valores de pH igual a 4, y dominio de los procesos de intercambio catiónico (CIC) lo cual eliminó metales de la solución. También evidenció que las enmiendas orgánicas liberan menos Cd comparado con suelos enmendados con cal y aunque el pH domina en disminución de la liberación de Cd en la solución del suelo, el biocarbón permite su estabilización debido a su capacidad de intercambio catiónico (CIC) y a los efectos de adsorción (Alkurdi et al. 2019)

Tahervand & Jalali (2017) estudió la sorción de cadmio (Cd), cobre (Cu), níquel (Ni) y zinc (Zn) bajo el efecto de distintos pHs (2 a 9) usando enmiendas yaes como bentonita, calcita y zeolita ya que la sorción de metales en el suelo depende del pH, concluyo que la sorción de estos metales en el suelo enmendado fue superior al suelo no tratado, modelos de intercambio iónico y complejación de superficies explicaron los procesos de adsorción de esta prueba. La bentonita y calcita logro una mayor adsorción de Cd, Cu, Ni y Zinc, mientras que la zeolita resultó reversible por la desorción observada, registraron un orden de adsorción cuando se varió el pH de 2 a 9 de  $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd} \geq \text{Ni}$ .

Khan, et al. (2018) aplicaron biocarbón elaborado de madera dura (BCH) y de cáscara de arroz (RCH) sobre suelos de tierras altas y en condiciones saturadas

(suspendidas) con el objetivo de evaluar sus efectos en la capacidad de adsorción y desorción de Cd, concluyeron que el biocarbon BCH resultaba prometedor en procesos de adsorción de Cd comparado con el de RCH.

### **III. METODOLOGÍA**

#### **3.1. Tipos y diseño de investigación.**

Esta investigación es de tipo descriptivo, cualitativo no experimental y básica (Hernández, Fernández y Baptista 2014). Se trata de una revisión de bibliografía actualizada de los últimos 5 años en la aplicación de tratamientos para la remediación de suelos contaminados con metales y metaloides. Se aporta conocimientos científicos, que constituyen información fidedigna evaluada y ayuda a mejorar el conocimiento teórico y práctico cuando se materialice.

#### **3.2. Categorías, Subcategorías y matriz de categorización apriorística**

En la tabla 1 se detalla la matriz de categorización apriorística donde señala los objetivos específicos, problemas específicos, las categorías y sub categorías.

**Tabla 1.** Matriz de Categorización apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categorías	Sub categorías	Unidad de análisis
Analizar las características fisicoquímicas de los suelos contaminados con metales pesados para la aplicación de enmiendas y mejorar la adsorción de metales	¿Cuáles son las características fisicoquímicas de los suelos contaminados con metales pesados para la aplicación de enmiendas y mejorar la adsorción de metales?	Características fisicoquímicas de suelos contaminados por metales pesados	pH, MO, CO, N, concentración de metales, textura	Chávez et al. (2016) Hamid et al. (2018) Van Poucke et al. (2018)
Comparar las características fisicoquímicas de enmiendas de origen orgánico e inorgánicos para mejorar la adsorción de metales en los suelos	¿Cuáles son las características fisicoquímicas de enmiendas de origen orgánico e inorgánico para mejorar la adsorción de metales en los suelos?	Características fisicoquímicas de enmiendas de origen orgánico e inorgánico para mejorar la adsorción de metales en los suelos	fuelle inorgánica, fuente orgánica	Tahervand & Jalali (2017) Liu et al. (2018) Liu et al. (2021)
Comparar lo efectos de adsorción y disponibilidad de metales en la solución acuosa de los suelos contaminados	¿Cuáles son los efectos de adsorción y disponibilidad de metales en la solución acuosa de los suelos contaminados?	Adsorción y disponibilidad	capacidad máxima de adsorción y disponibilidad	Khan et al. (2018) Tahervand & Jalali (2017).

### **3.3. Escenario de estudio**

Al ser una revisión sistemática, donde se realizó recolección, análisis y síntesis de datos, la presente investigación no cuenta con un escenario físico que delimite la zona de estudio; sin embargo, se consideró como escenario de estudio la biblioteca virtual de la Universidad Cesar Vallejo y páginas de revistas indexadas

### **3.4. Participantes**

Este tipo de investigación se basa en una revisión bibliográfica por lo que no cuenta con un escenario físico experimental. Se ha efectuado una revisión, análisis y se ha conceptualizado los enfoques teóricos que explican cada categoría, esto ha respondido a las principales interrogantes planteadas en la matriz de categorización, relacionadas con las características fisicoquímicas de los suelos contaminados por metales pesados, así como las características fisicoquímicas de los adsorbentes por su naturaleza de origen orgánica e inorgánica, asimismo, responder a los principios que gobiernan los procesos de adsorción por la aplicación de las enmiendas sobre los suelos contaminados. Se ha efectuado la búsqueda de artículos científicos en Scopus, se ha encontrado 40 artículos en total como resultado de una revisión y filtración de los obtenidos que han satisfecho los requerimientos de análisis.

### **3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos**

La búsqueda de los artículos se ha basado en la aplicación de palabras clave basadas en las categorías y subcategorías determinadas en este estudio, luego se organizó adecuadamente en una base de datos por categorías, lo cual sirvió para efectuar un análisis sistemático de la información de acuerdo a lo planificado en esta investigación (Cegarra, 2011, p. 102).

De acuerdo con la investigación, se han definido las técnicas de recolección de datos identificando exclusivamente artículos de investigación experimental lo cual ha redundado en material documental y en la observación (Domínguez, 2016, p. 55).

Se elaboró una base de datos en el programa Microsoft Excel con información de: título, autor (es), tipo de documento, indexación, objetivo, método, resultado y conclusiones.

### **3.6. Procedimientos**

La recolección de artículos se hizo usando las siguientes palabras clave TITLEABS-KEY (inorganic adsorbents, organic adsorbents, biochar, heavy metals, soils contaminated with metals, amendments) AND (LIMIT-TO (PUBYEAR,2021) OR LIMIT-TO (PUBYEAR,2020) OR LIMIT-TO (PUBYEAR,2019) OR LIMIT-TO (PUBYEAR,2018) OR LIMIT-TO (PUBYEAR,2017) OR (PUBYEAR,2016) OR (PUBYEAR,2015) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE,"ar") OR LIMIT-TO (DOCTYPE,"re") OR LIMIT-TO (DOCTYPE,"cp"))).

Luego se hizo un filtro revisando cada artículo y se eliminaron aquellos que no cubrieron los requerimientos como los últimos 7 años de publicación y artículos repetidos o que no respondían al tema central.

### **3.7. Rigor científico**

El rigor científico comprende aspectos relevantes consistentes de la investigación desde artículos indexados, sujetos a credibilidad ya que fueron extraídas desde fuentes de datos científicos acreditados y posee confiabilidad.

### **3.8. Método de análisis de datos**

Se ha empleado el concepto de metodología de investigación para asuntos de rigor que están relacionados con su calidad como aspecto principal, relacionados también con el instrumento, el análisis, el muestreo teórico y la integridad del investigador (Aria y Giraldo 2011)

También se ha mantenido aspectos relevantes de validez, confiabilidad, objetividad, credibilidad, confirmabilidad y transferibilidad, elementos fundamentales que rigieron el desarrollo de la investigación.



La información se agrupó en función de las categorías y sub categorías, como son las características de los suelos contaminados, las características fisicoquímicas de las enmiendas y la adsorción y disponibilidad de los metales en suelos mejorados con las enmiendas.

### **3.9. Aspectos éticos**

Esta investigación es una revisión sistemática que se ha desarrollado siguiendo los rigores científicos y las normas de respeto a los derechos de autor la cual se ha citado convenientemente. Las referencias bibliográficas siguiendo el manual ISO 690 de la Universidad César Vallejo.

#### IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**OE1: Propiedades de los suelos.** Liu, et al (2021) trabajo con suelos agrícolas superficiales (0 a 20 cm) de la arboleda de cítricos de tipo Alfisol y suelos de granja Spodosol, el suelo alfisol correspondió a un tipo arcilloso, silíceo, arenoso (83%), 5% de limo y 12% de arcilla, presencia de materia orgánica de 18.2 g/kg, mientras que el suelo Spodosol se clasificó como arenoso, silíceo, con 92% de arena, 3% de limo y 5% de arcilla, materia orgánica de 8.3 g/kg. el aumento de pH varió de 0.54 a 2.50 unidades en los suelos de tipo Spodosol y Alfisol contaminados con  $\text{Cd}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$ , entre las enmiendas fueron las de roca fosfatada –dolomita (ADPR o DPR) las que ejercieron mayores variaciones de pH en el suelo frente al de biocarbón BC, mientras que los suelos afectados con Pb presentaron los menores valores de pH especialmente en el suelo Spodosol, asociado a los mayores niveles de  $\text{Pb}^{2+}$  agregado a los suelos comparado con el de  $\text{Cd}^{2+}$  debido al intercambio de  $\text{Cd}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$  con los iones  $\text{Al}^{3+}$  y iones hidronio  $\text{H}^{+}$  reemplazados en el suelo superficial lo que causa cierta acidificación del suelo. Liu et al. (2021) informó que 1 mol de  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  son capaces de reemplazar de 1 a 2 moles de  $\text{H}^{+}$ , disminuyendo el pH del suelo (entre 0.5 - 1.5 unidades).

Chávez et al (2016) estudio muestras de suelo superficial (0-15 cm) agrícolas del cultivo de cacao con un contenido de carbono total bajo de 1.77 y 3.1%, nitrógeno de 0.2 y 0.37% y una capacidad de intercambio catiónico de 8.86 y 21.9 cmol/kg, mientras que el pH alcanzo 6.47 y 6.62 y una conductividad eléctrica de 81.2 y 240.2  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , estos valores influenciaron en el equilibrio de adsorción de  $\text{Cd}^{+2}$  en suelos enmendados

Huang et al. (2019) estudio las propiedades del suelo de áreas mineras, estos presentaron pH bajo con 5.2, capacidad e intercambio catiónico CIC (18.2 cmol/kg), con materia orgánica 30.1 g/kg, con contenidos de Pb total de 158.8 mg/kg y Cu total de 573.2 mg/kg, con el objetivo de inmovilizar  $\text{Cu}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$ , con dosis de 0.1% a 4%, el pH del suelo aumentó de manera significativa con la aplicación de APR desde 5.71 a 7.11 y de 5.46 a 7.12 con BM. Resulta que un mayor pH provocó en el suelo una carga mucho más negativa sobre su superficie acelerando su complejación, adsorción y precipitación de ambos metales como minerales inorgánicos (óxidos-hidróxidos-carbonatos-fosfatos) o quelación

debido a su enlace con la materia orgánica, esto resulta contrario a la aplicación de otras enmiendas como el superfosfato triple que disminuye el pH del suelo influye en la movilidad del Cu del suelo (Huang et al., 2016), ya que resulta eficiente en la inmovilización del Pb debido a la mayor cantidad de P disponible. En comparación con el suelo no tratado, el contenido de P disponible en el suelo emendado se incrementó entre 16 y 5 veces con las dosis de APR4% y BM4% de manera similar a lo reportado por Su et al. (2015) y es que debido al contenido relativamente elevado de P soluble en el suelo enmendado la inmovilización de los metales en el suelo es más eficiente porque dura más tiempo.

Van Poucke et al. (2018) recolectó los suelos contaminados en el entorno de actividades mineras o fundiciones, estos mostraron valores de pH algo ácidos con presencia de  $Zn^{+2}$  (70 mg/kg),  $Cd^{+2}$  (1.0 mg/kg) y  $Pb^{+2}$  (51 mg/kg), la aplicación de las enmiendas en el suelo, alteró el pH original de los suelos, fueron las enmiendas de biocarbón (dosis de 2 y 4%) las causantes del aumento del pH en el suelo con valores de 6.3 a 7.1 respectivamente y fue la aplicación de compost (4%) el que incrementó el pH mientras que la mezcla de suelo con turbas (dosis de 2% y 4%) las que disminuyeron el pH del suelo a 5.6 y 5.4. El suelo presentó una textura franco arenosa con un pH alcalino de 8.3, los suelos presentaron contenidos de carbonato de calcio (7.8%), MO (1.3%) y CIC (5.5 cmolc/kg) y concentraciones de Cd de 0.9 (mg/kg), Cu (13.5 mg/kg), Ni (34.5 mg/kg) y Zn (45.8 mg/kg), fue el suelo sin tratamiento sin capacidad de sorción suficiente debido a su textura y bajo contenido de capacidad de intercambio catiónico y de materia orgánica.

El efecto de pH en los suelos resulta crucial en la adsorción, la aplicación de enmiendas minerales como la bentonita, calcita y zeolita, para la sorción de Cd, Cu, Ni y Zn sujeto a distintos pHs (2 a 9), demuestra que la sorción de metales aumentaba con el incremento del pH, las reacciones generan complejos superficiales y de intercambio iónico, la aplicación de modelos demuestran que la adsorción de Cd se debe a un intercambio iónico con sitios de adsorción específicos sujeto a valores de pH bajos y altos. Tahervand & Jalali (2017) demostró la secuencia de sorción de Cd en un rango de pH entre 2 y 9 en orden para bentonita > zeolita > calcita > suelo sin tratamiento. La sorción de Cd en suelo tratado con bentonita fue de 11.8 a 98.8%, suelos enmendados con menor

pH 2 la sorción fue 1.2 a 1.4 veces mayor que en el suelo no tratado. La sorción de Cu en suelos enmendados con bentonita se incrementa con el incremento de pH de 2-7 siendo más estable a pH > 7, ya que el Cu se transforma en especies de hidroxilo, por tanto, la sorción cambia a una precipitación. Se ha demostrado que la secuencia de sorción de Cu de un suelo enmendado en un rango de pH 2 a 9 sigue un orden con bentonita > zeolita > calcita > control. La bentonita aplicada en suelo comparado con el suelo no tratado vario de 22.7 a 99.3%, la zeolita siguió en orden decreciente. En cambio en el caso del Ni<sup>+2</sup> siguió la secuencia de bentonita > calcita > zeolita > suelo no tratado, mientras que la secuencia de sorción del Zn entre dichos pHs siguió el orden calcita > bentonita > zeolita > suelo sin tratamiento.

Khan et al. (2018) estudiaron muestras de suelo saturado (SS) que mantenían condiciones de agua saturada, y muestras de suelo de tierras altas recolectadas al zar estas fueron secadas a temperatura ambiente y se molieron y tamizaron a un tamaño de tamiz de 2 mm. Los suelos de tierras altas US y saturadas SS mantienen un pH de 8.10 y 7.60 con conductividades eléctricas CE de 1.78 y 1.00 respectivamente. La evaluación de materia orgánica se mantuvo de 7.45% para SS y de 4.6% para US, con contenidos de arena de 46%, limo 43% y arcilla de 11% para SS mientras que para los US se reportó arcillas en un 66%, limo en un 31% y arcilla en un 3%.

**Tabla 2.** Propiedades fisicoquímicas de suelos contaminados con metales pesados

Tipo de suelo	Profundidad	Textura	Propiedades	Tamaño partícula suelos mm	Metal	Metal en suelo	Referencia
Suelos agrícolas alfisoles	0 - 20 cm	arcilloso, silíceo, hipertérmico Glossaqualfs arénico Arena = 83% Limo = 5% Arcilla = 12%	pH = 6.48 CE = 80.22 uS/cm MO = 18.2 g/kg	2	Pb <sup>+2</sup> Cd <sup>+2</sup>	Cd <sup>+2</sup> = 10 mg/kg Pb <sup>+2</sup> =1000 mg/kg	Liu et al., (2021)
Suelos agrícolas Spodosol	0 - 20 cm	arenoso, silíceo, hipertérmico, oststein Arenic Haplaquods con Arena = 92% Lima = 3% Arcilla = 5%	pH = 5.59 CE = 23.77 uS/cm MO = 8.3 g/kg	2	Pb <sup>+2</sup> Cd <sup>+2</sup>	Cd <sup>+2</sup> = 10 mg/kg Pb <sup>+2</sup> =1000 mg/kg	
Suelo de cultivo de cacao 1	0-15cm	-	CT= 2 (%) NT=0.16‰ CIC=3.84 cmol/kg pH=4.92 CE=64.6 uS/cm	0.5	Cd <sup>+2</sup>	0 -5 mg/kg	Chavez et al. (2016)

Suelo de cultivo de cacao 2	0-15cm	-	CT= 1.77 (%) NT=0.2% CIC=8.86 cmol/kg pH=6.47 CE=81.2 uS/cm	0.5	Cd <sup>+2</sup>	1 -5 mg/kg	
Suelo de cultivo de cacao 3	0-15cm	-	CT= 3.1 (%) NT=0.37% CIC=21..9 cmol/kg pH=6.62 CE=240.2 uS/cm	0.5	Cd <sup>+2</sup>	1 -5 mg/kg	
Suelo agrícola	0-20 cm	Arena = 10% Limo = 39.70% Arcilla = 50.30%	pH=5.69 CIC=10.4 cmolc /kg=10.4 CO=71.35 g/Kg		Pb <sup>+2</sup> Cd <sup>+2</sup>	Pb <sup>+2</sup> =106.6 mg/kg Cd <sup>+2</sup> =0.51 mg/kg	Hamid et al. (2018)
Suelo de una parcela de hortalizas en el área minera	0-20 cm	Arena =10% Limo = 39.70% Arcilla = 50.30%	pH = 5.2 CIC = 18.2 cmol/kg Materia Orgánica = 30.1 g/kg	1 0.149	Pb <sup>+2</sup> Cu <sup>+2</sup>	Pb total = 158.8 mg/kg Cu total = 573.2 mg/kg.	Huang et al. (2019)
Suelo podzol de área de fundición - industrial	5 - 25 cm	Arena = 88% Limo = 8% Arcilla = 4%	pH=6.3 N = 1.23 g/kg CIC = 7.26 cmol(+)/kg MO= 3.99 %	2	Cd <sup>+2</sup> Zn <sup>+2</sup> Pb <sup>+2</sup>	Cd <sup>+2</sup> = 11 mg/kg Zn <sup>+2</sup> = 298 mg/kg Pb <sup>+2</sup> = 247 mg/kg	Van Poucke et al. (2018)

Suelo de Irán	0 - 30 cm	Franco arenoso	CaCO <sub>3</sub> = 7.8 % MO = 1.3 % pH = 8.3 CE = 0.82 dS/m CIC = 5.5 cmol/kg	2	Cd <sup>+2</sup> Cu <sup>+2</sup> Zn <sup>+2</sup> Ni <sup>+2</sup>	Cd <sup>+2</sup> = 0.9 mg/kg Cu <sup>+2</sup> = 13.5 mg/kg Ni <sup>+2</sup> = 34.5 mg/kg Zn <sup>+2</sup> = 45.8 mg/kg	Tahervand & Jalali (2017)
Suelos saturados (SS)	-	Arena = 46% Limo = 42.8 % Arcilla = 11.2 %	pH = 8.18 CE=1.78 us/cm MO = 7.45 %	2	Cd <sup>+2</sup>	5- 120 mg/L (por 1 g de suelo)	Khan et al. (2018)
Suelo de tierras altas (US)	-	Arena = 66.1 % Limo = 30.7 % Arcilla = 3.15 %	pH = 7.65 CE = 1us/cm MO = 4.6 %	2	Cd <sup>+2</sup>	5- 120 mg/L (por 1 g de suelo)	
Suelo superficial de arrozales		Arena = 52 % Limo = 22 % Arcilla = 26 %	pH = 5.62 CE = 0.85 uS/cm CIC = 8.6 cmol/kg CO = 8.02 g/kg O= 4.7 mg/kg	2	Cd <sup>+2</sup>	Cd <sup>+2</sup> = 0.82 mg/kg Cu <sup>+2</sup> = 31.9 mg/kg Pb <sup>+2</sup> = 36.32 mg/kg Zn <sup>+2</sup> = 183.91 mg/kg Ni <sup>+2</sup> = 66.32 mg/kg	Liu et al. (2018)

**OE2: Propiedades de enmiendas.** Lei et al. (2019) empleo bichar elaborado de animales muertos bovino y porcino, mostrando un elevado contenido de elementos como calcio (27%) y fósforo (15%) aunque un bajo nivel de carbono (8%), El Ca y P provenientes de los huesos de los animales estaban presentes en formas complejas de calcio-fosfato en forma de hidroxiapatita (HAP), mientras que el biochar de estiércol de ganado, porcino y aves de corral, estos solo presentaban bajos contenidos de Ca (13%) y de P (4%) y mediana concentración de C (30%). Lei et al. (2019) demostró que las pruebas de sorción usando biochar de cadáveres de animales ADB resultaron más efectivos en la inmovilización de Pb (II), Cd (II) y Cu (II) a diferencia que los biochar de estiércol (MDB), aunque con relación al Hg (II) la aplicación de ADB fue menos eficiente que las de MDB, informaron que en el caso del Pb (II) la precipitación fue el mecanismo de su inmovilización y que los metales Cd (II) o Cu (II) lo fue el intercambio iónico al tratarlos con ADB. Asimismo, demostró que los ADB no resultan efectivos para inmovilizar Hg (II) ya que las ausencias de grupos funcionales de Oxígeno en la capa superficial del biochar inducirían la reducción de Hg (II) formando  $\text{Hg}_2\text{Cl}_2$ . Lei et al. (2019) caracterizaron biochar elaborados de animales muertos (ADB) y de estiércol (MDB) y encontraron valores de pH alcalinos (pH = 8.4-9.9), debido a la abundante de la calcita e hidroxiapatita (HAP), aunque los ADB presentaron un menor contenido de C (~ 7%) y mayor cantidad de Ca (~ 30%) y P (~ 15%) que los biochar de estiércol (BMD).

Liu, et al. (2021) preparó enmiendas de roca de fosfato de dolomita (DPR) trituradas a partículas menores a la malla 100 con activación, luego este polvo fue activado usando 5% de ácido húmico denominándose ADPR, al final ambas enmiendas fueron secadas y molidas a tamaños <1 mm, también preparó biocarbón (BC) a partir de madera de roble.

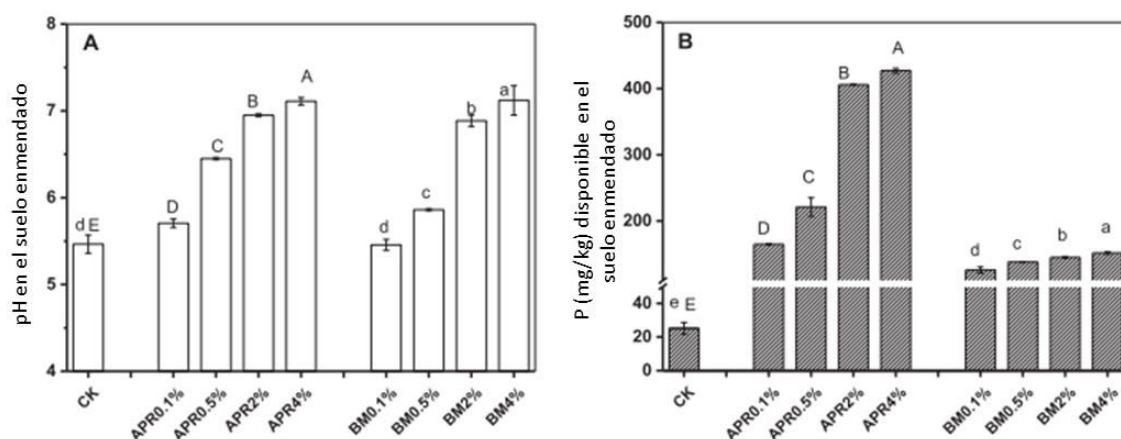
Chávez et al (2016), probaron enmiendas conformadas por vermicompost elaborado de estiércol de ganado y residuos de cosecha y por zeolita triturada hasta alcanzar tamaños de 0.5 mm para movilizar  $\text{Cd}^{+2}$  contenido en suelos agrícolas en concentraciones superiores a 0.43 mg/kg establecidos como límites por la USEPA. El vermicomposta presentó un mayor contenido de C total y N total, CIC que en zeolita, como ambas enmiendas tenía  $\text{Cd}^{+2}$  este metal fue mayor en vermicomposta que en zeolita aunque con un pH más bajo, esto influyo



en las características de sorción de ambas enmiendas que mostraron resultados similares, ya que a bajas concentraciones iniciales de Cd que aplicaron al modelo de Langmuir.

El encalamiento del suelo genera un incremento constante del pH en el suelo, Hamid et al. (2018) comprobó que durante 03 meses la aplicación de cal en suelo incrementado el pH del suelo de 5.69 a 7.41 logrando una mejor disponibilidad de nutrientes y crecimiento de los cultivos, así las enmiendas alcalinas pueden elevar el pH del suelo y la carga negativa de la superficie, por ello se reduce la actividad de los metales al precipitar y adsorberse tales iones, las demás enmiendas no fueron tan significativas en elevar el pH en cambio la adición de materiales orgánicos como estiércol y polvo de madera cambian el pH y la CE ya que afectan la disponibilidad de  $\text{Cd}^{+2}$ .

Huang et al. (2019) evaluó enmiendas de roca fosfórica activada con ácido oxálico (APR) y harina de huesos (BM) para inmovilizar  $\text{Cu}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$ , en suelos mineros, las concentraciones de P total fueron cercanos, pero destaco un mayor contenido de P en APR, sin embargo también se identificó la presencia de ambos metales tanto en APR (3.18 mg/kg) como en BM (6.91 mg/kg), mientras que el Pb total contenido en APR (13.92 mg/kg) supero al de BM (2.32 mg/kg).



**Figura 4.** Niveles de a) pH en el suelo y b) contenido disponible de P en el suelo enmendado. Tomado de Huang et al. (2019).

Van Poucke et al. (2018) uso biocarbón, turbas, compost y encalado en suelos impactados por deposiciones atmosféricas de  $\text{Cd}^{+2}$ , la turba presentó un mayor contenido de capacidad de intercambio catiónico (CIC) y nitrógeno total, el biocarbón presentó menores valores, y pH más elevado comparado con la turba

que fue más bajo. En el caso del fósforo, los abonos resultaron con valores más altos, y la turba más bajos. Sin embargo en cuanto al contenido de metales, los mayores contenidos se reportaron para el compost, a excepción de Mn y Ni los cuales si fueron mayores en el biocarbón y la turba no supero los contenidos registrados para las demás enmiendas, una característica del biocarbón es la presencia de grupos funcionales en forma de ácidos carboxílicos, seguidos de fenoles de alto pKa.

Tahervand & Jalali (2017) también estudio las propiedades de sorbentes para el tratamiento de suelos contaminados por metales, como la bentonita encontrando una composición significativa como montmorillonita (69.3%) que tambien fue estudiada por Wang et al. 2020), estudiaron las impurezas de cuarzo (30.7%), otra enmienda como la zeolita estuvo conformada principalmente por clinoptilolita (53.5%) y cuarzo (22.7%), asimismo consideró calcita de alta pureza con diámetros medios de los poros para la bentonita (13.91 nm), calcita (19.17 nm) y zeolita (18.84 nm) y áreas superficiales específicas de 84.98 m<sup>2</sup>/g, 0.98 m<sup>2</sup>/g y 13.83 m<sup>2</sup>/g, respectivamente.

Khan et al. (2018) preparó biocarbones BCH a partir de madera dura aplicando técnicas de pirólisis (Khan et al., 2015), mientras que la cascarras de arroz RCH fueron recogidas de un molino usado para triturar arroz cercano, el cual fue secado a temperatura ambiental para luego ser triturado. Estas enmiendas se aplicaron en suelos de tierras altas y saturados.

**Tabla 3.** Propiedades fisicoquímicas de las enmiendas usadas como mejoradores de suelos

Adsorbente	Preparación	Propiedades	Metales adsorbidos	Referencia
Roca de fosfato de dolomita activada con ácido húmico (ADPR)	Ácido húmico (HA), (5%) (15% de humedad) <1 mm	pH=6.67 CE = 130.9 uS/cm	Pb+2	Liu et al. (2021)
Biocarbón (BC)	Madera de roble	pH=6.13 CE = 18.49 uS/cm	Pb+2	
Roca de fosfato de dolomita (DPR)	Malla 100	pH = 6.52 CE = 121 uS/cm	Cd+2	
Vermicompost	Etiércol de ganado y residuos de cosecha de cultivos de cacao. secados al aire tamizados de 0.5 mm	CT = 40.36 % NT = 12.36 % CIC = 51.6 cmols/kg pH=4.3 CE = 1139 uS/cm	Cd2+	Chavez et al. (2016)

Zeolita	secados al aire tamizados de 0.5 mm	CT = 0.03 % NT = 0.21 % CIC = 3.51 cmols/kg pH= 5.5 CE = 0.01 uS/cm	Cd <sup>2+</sup>	
Limo	suelo control	pH= 11.34 CIC = - CO = - Pb=0.692 mg/kg Cd = 0.26 mg/kg	Pb <sup>2+</sup> Cd <sup>2+</sup>	Hamid et al. (2018)
DASY	Mineral de DaSan Yuan	pH= 11.52 CIC = 6.92 (cmolc/kg) CO = 25.84 g/kg Pb=3.042 mg/kg Cd = 0.24 mg/kg	Pb <sup>2+</sup> Cd <sup>2+</sup>	
DEKI	Mineral de Di Kang No. 1	pH= 9.7 CIC = 8.17 (cmolc/kg) CO = 2.27 g/kg Pb=3.173 mg/kg Cd = 1.03 mg/kg	Pb <sup>2+</sup> Cd <sup>2+</sup>	

Biochar	Derivado de la cáscara de coco	pH= 8.16 CIC = 19.21 (cmolc/kg) CO = 403 g/kg Pb=1.696 mg/kg Cd = 0.07 mg/kg	Pb+2 Cd+2
Fe-Biochar	Derivado de la cáscara de coco	pH= 6.41 CIC = 20.43 (cmolc/kg) CO = 297 g/kg Pb=1.731 mg/kg Cd = 0.03 mg/kg	Pb+2 Cd+2
Yirang	Yirang,	pH= 11.55 CIC = - CO = 7.58 g/kg Pb=2.343 mg/kg Cd = 1.02 mg/kg	Pb+2 Cd+2
CaMg-P	Fertilizador	pH= 7.4 CIC = - CO = nd Pb= 3.150 mg/kg Cd = 0.13 mg/kg	Pb+2 Cd+2

GSA-1	Agente estabilizador verde 1 (mezcla hidroxiapatita, cal, sepiolita y zeolita)	pH= 11.78 CIC = 148 CO = 28.12 g/kg Pb= 6.615 mg/kg Cd = 0.14 mg/kg	Pb+2 Cd+2
GSA-2	Agente estabilizador verde 2 mezcla de biocarbón, cal, sepiolita y zeolita	pH= 11.7 CIC = 31.4 CO = 31.52 g/kg Pb= 2.505 mg/kg Cd = 0.16 mg/kg	Pb+2 Cd+2
GSA-3	Agente estabilizador verde 3 mezcla de polvo de madera, cal, sepiolita y zeolita	pH= 11.68 CIC = - CO = 74.21 g/kg Pb= 4.483 mg/kg Cd = 0.24 mg/kg	Pb+2 Cd+2
GSA-4	Agente estabilizador verde 4 mezcla de estiércol orgánico con cal y sepiolita	pH= 11.72 CIC = - CO = 32.31 g/kg Pb= 4.728 mg/kg Cd = 0.14 mg/kg	Pb+2 Cd+2

APR	Polvo de PR crudo (mezcla de fluorapatita y calcita) + 0.5 mol/L de ácido oxálico Proporción: 1:10 (p/v) Equilibró a $28 \pm 1$ ° C secado= 06 días	PT = 15.8 % Cu = 3.18 mg/kg Pb = 13.92 mg/kg	Cu+2 Pb+2	Huang et al. (2019)
BM	harina de huesos desgrasada (fosfato de calcio, carbonato de calcio y dolomita)	PT = 14.42 % Cu = 6.91 mg/kg Pb = 2.32 mg/kg		
CB	ADB la pirólisis de canales de ganado congeladas enteras, es decir, ganado y porcinos muertos naturalmente a 500 ° C en un horno durante 4 h	pH =9.02 C=7.67 % H=1.33 % N=0.76% Cs = 30.02 0,45 mm	Pb+2 Cd+2 Cu+2	Lei et al. (2019)
SB	ADB la pirólisis de canales de ganado congeladas enteras, es decir, ganado y porcinos muertos	pH =9.18 C=.6.56 % H=1.38 %		

	naturalmente a 500 ° C en un horno durante 4 h	N=0.7% Cs = 27.23		
CMB	BMD se preparan a partir de la pirólisis de estiércol de vacuno, porcino y aves de corral secados al aire en las mismas condiciones	pH =9.86 C=.29.35 % H=1.47 % N=0.96% Cs = 5.05 0,45 mm		
SMB	BMD se preparan a partir de la pirólisis de estiércol de vacuno, porcino y aves de corral secados al aire en las mismas condiciones	pH =8.49 C=.44 % H=2.95 % N=2.62% Cs = 5.29 0,45 mm		
PMB	BMD se preparan a partir de la pirólisis de estiércol de vacuno, porcino y aves de	pH =8.42 C=.41.26% H=2.58 % N=3.7%		



	corral secados al aire en las mismas condiciones	Cs = 12.12 0,45 mm		
biochar 2% (B2)	madera de encina pirolizada a 650 ° C	pH = 9.6 N=4.56 g/kg CIC = 17.4 cmol(+)/kg Cd+2=0.15 mg/kg Zn=14.2 mg/kg Pb+2 = 1.55 mg/kg	Cd+2 Zn+2 Pb+2	Van Poucke et al. (2018)
biochar 4% (B2)	madera de encina pirolizada a 650 ° C			
compost 2% (C2)	Sustratos de fresa (44%), paja (28%), residuos de puerro (17%) y corteza (11%) en proceso aerobio	pH = 8 N=6.3 g/kg CIC = 53.5 cmol(+)/kg Cd+2=0.35 mg/kg Zn=81.3 mg/kg Pb+2 = 9.5 mg/kg		

compost 4% (C2)	Sustratos de fresa (44%), paja (28%), residuos de puerro (17%) y corteza (11%) en proceso aerobio			
turba 2% (P2)	turberas en los estados bálticos	pH = 3.9 N=12.9 g/kg CIC = 96.8 cmol(+)/kg Cd+2=< 0.07 mg/kg Zn=5.8 mg/kg Pb+2 = 0.8 mg/kg		
turba 4% (P2)	turberas en los estados bálticos			
Suelo encalado de pH 6.9 (S)	CaCO <sub>3</sub> puro			
Suelo encalado de pH 7.1 (S)	CaCO <sub>3</sub> puro			
Bentonita	Bentonita = 13.91 nm	Composicion: Montmorillonita (69,3%) Impurezas de cuarzo (30,7%).	Cd+2 Cu+2 Zn+2 Ni+2	Tahervand & Jalali (2017).
Calcita	Calcita = 19.17 nm			
Zeolita	Zeolita = 19,17 nm	Clinoptilolita (53,5%) Cuarzo (22,7%).		
Control	-			

madera dura mediante pirólisis (BCH)	3-8% de enmiendas en 25 0 g suelo	-	Cd+2	Khan et al. (2018)
Enmienda de arroz cercano (RCH)	3-8% de enmiendas en 25 0 g suelo	-	Cd+2	
Biocarbón comercial (BC)	CSB Biocarbón preparado por reactor de pirólisis durante 6 ha a 800 ° C	-	-	Liu et al. (2018)
Biochar (MCSB)	Cáscara de coco modificada 5 g de CSB y 250 mL de ácido clorhídrico (1 M) se mezclaron completamente en un vaso de precipitados de 500 mL y se sometieron a ultrasonidos durante 3 h con agitación a intervalos.	pH = 10.55 CE = 25.9 uS/cm CIC = 42.5 cmol/kg CO = 736 g/kg Cu+2 = 21.91 mg/kg Pb+2 =16.1 mg/kg Zn+2 = 139.5 mg/kg Ni+2 = 39.41 mg/kg	Cu+2 Pb+2 Zn+2 Ni+2	

**OE3: Adsorción y disponibilidad.** Lei et al. (2019) demostraron que el uso de biochar elaborado de animales muertos ADB presenta una unión muy fuerte de Pb (II), Cd (II) y Cu (II) comparado con los de estiércol MDB, la sorción máxima usando el modelo de Langmuir en ADBs respecto al Pb (II) sigue el orden: suelo tratado con biocarbón de cerdo-SB (3.10 mmol/g) > biocarbón de ganado -CB (2.81 mmol/g) > biocarbón de estiércol de aves de corral -PMB (2.28 mmol/g) > biocarbón de estiércol de ganado-CMB (2.06 mmol/g) > biocarbón de estiércol de cerdo - SMB (1.95 mmol/g). En relación a la adsorción de Cd (II) y Cu (II) en los ADBs la aplicación de biocarbón de cerdo (SB) y de ganado (CB) supero a los de estiércol MDB: Biocarbón de estiércol de ganado CMB, estiércol de aves de corral PMB y de estiércol de cerdo SMB. Mientras que los valores de Hg (II) fueron distintos, y se presentó en el siguiente orden: aplicación de estiércol de aves de corral PMB (0.95 mmol/g) fue mayor al de estiércol de ganado CMB (0.74 mmol/g), mayor al de biocarbón de cerdo SB (0.36 mmol/g) y este similar al de biocarbón de ganado CB (0.35 mmol/g) también similar del SMB (0.34 mmol/g).

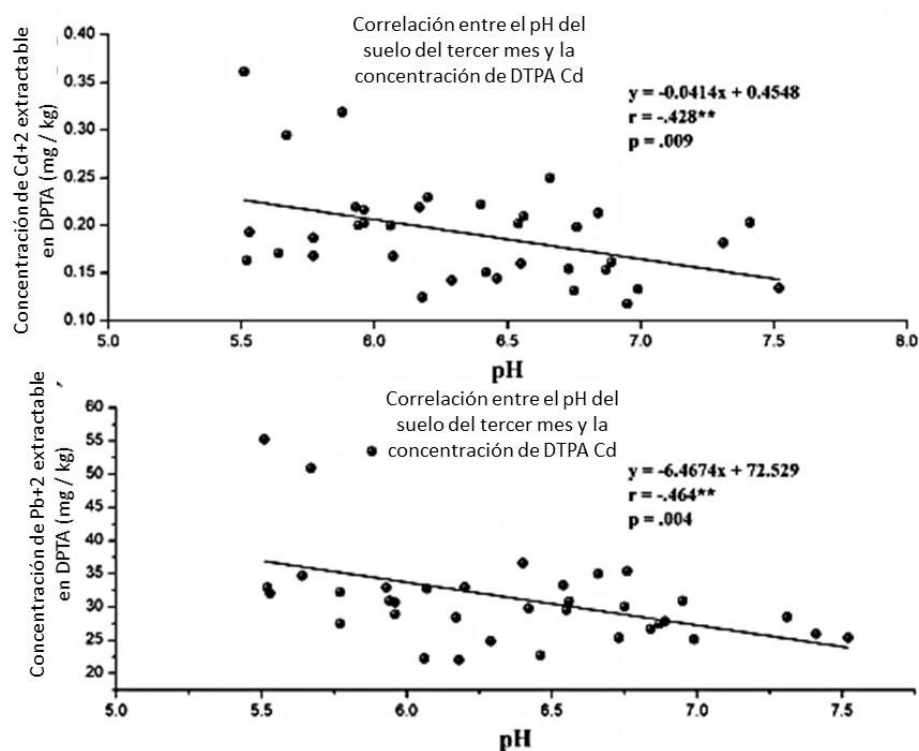
Liu, et al. (2021) demostró que suelos de tipo alfisol y Spodosol sin tratamiento con enmiendas minerales de rocas fosfatadas y de biocarbón de madera de roble tienen muy baja capacidad de sorción de  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  (sorción máxima: 0.767 – 3.30 mg/g), mientras que la aplicación de enmiendas de rocas fosfatadas incrementó entre 4.2 a 4.8 veces la adsorción máxima de  $\text{Pb}^{2+}$  y entre 1.5 a 2.2 veces la adsorción de  $\text{Cd}^{2+}$  en suelos de tipo Alfisol, mientras que en suelos de tipo Spodosol la máxima adsorción se mantuvo entre 7.1 -7.9 veces para el  $\text{Pb}^{2+}$  y de 1.7 -3.1 veces para el  $\text{Cd}^{2+}$ . Liu, et al. (2021) comparó enmiendas de roca de fosfato de dolomita activada con ácido húmico (ADPR), roca de fosfato de dolomita (DPR) y biocarbón de madera de roble (BC) , siendo el material ADPR la enmienda más efectiva en el incremento de la capacidad de adsorción de  $\text{Cd}^{2+}$  y  $\text{Pb}^{2+}$  en los suelos, esto genero una disminución significativa por el uso de las enmiendas, con mayor énfasis en el ADPR, que redujo los metales extraíbles de  $\text{Cd}^{2+}$  (87.2%) y  $\text{Pb}^{+2}$  (76.0%) en suelos de Alfisol y ( $\text{Cd}^{+2}$ : 91.3 y  $\text{Pb}^{+2}$ : 76.3%) en suelos Spodosol comparados con los suelos no tratados. Sin embargo, la extractabilidad en suelos no tratados de Spodosol contaminados con  $\text{Cd}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$  de incremento de 4.56 a 12.31 mg/kg a 123.4 a 140.6 mg/kg cuando se

aplicaron las enmiendas de DPR o ADPR, en cambio no se produjo mucha variación al usar BC (9.54 a 13.1 mg/kg), de manera similar en el suelo Alfisol.

Chávez et al. (2016) realizó pruebas de adsorción para suelos agrícolas de cacao enmendados con vermicompost y zeolita, valores mayores de  $C_{eq}$  que retuvo el 24% del Cd agregado, se debió un suelo con valores bajos de pH y CIC, con datos ajustados al modelo de Freundlich ( $R^2 > 0,95$ ) superando al modelo de Langmuir ( $R^2 < 0,69$ ); los valores de  $K_f$  y  $b$ , obtenidos de los modelos de Freundlich o Langmuir confirmaron la tendencia decreciente en la capacidad de sorción de Cd y de la energía de enlace (KL), con capacidad máxima de adsorción de los suelos enmendados con un rango de 36.36 a 303.0 mg/kg, calculada por el modelo de Langmuir, mientras que la constante de Freundlich relacionada con la adsorción varió entre 7.47 y 338.8 L/kg, mientras que la sorción de ambas enmiendas fueron similares.

Hamid et al. (2018), aplicó enmiendas como cal, mineral de DaSan Yuan, mineral de Di Kang No. 1, biochar derivado de la cáscara de coco, Fe-biochar, mineral de Yirang, fertilizante de fósforo, Agentes estabilizadores verdes (mezcla hidroxiapatita, cal, sepiolita y zeolita): GSA-1, GSA-2, GSA-3 y GSA-4, aplicados todos al 1% en suelos agrícolas de arroz señalaron que GSA-4 redujo significativamente la fitodisponibilidad de  $Cd^{+2}$  y  $Pb^{+2}$  en el suelo y su absorción en el arroz temprano, también se cuantificó en incremento lineal del pH (desde 5.69 a 6.75) en el suelo tratado y la disminución de  $Cd^{+2}$  extraíbles desde 0.324 a 0.136 mg/kg y  $Pb^{+2}$  desde 53.21 a 24.68 mg/kg en los suelos en 90 días de cultivo, se observó que esta enmienda redujo significativamente la absorción de ambos metales en brotes y en granos. Luego de 03 meses produjo la reducción de  $Cd^{+2}$  extraíble con DTPA en el suelo desde 0.324 (control) a 0.136 mg/kg de suelo (GSA-4) y hasta 0.147 mg/kg (con GSA-3), esto indicó que las enmiendas orgánicas reducen la disponibilidad de Cd debido a su adsorción en suelos o su complejación. La aplicación de material orgánico no afecta el contenido total de  $Cd^{+2}$ , pero disminuye la disponibilidad debido a su conversión desde fracción intercambiable a fracción con la materia orgánica, así el biocarbón reduce la disponibilidad de  $Cd^{+2}$  porque aumenta la adsorción superficial del biocarbón. De otro lado, cuando se aplicó cal se logró disminuir la movilidad del  $Cd^{+2}$  debido a procesos de precipitación y adsorción con el cambiar del pH del suelo,

por ejemplo la aplicación de sepiolita elevó el pH del suelo logreando precipitar metales como hidróxidos o carbonatos enlazados con  $\text{Cd}^{+2}$ , de manera similar a la aplicación con biocarbón, ya que reduce la disponibilidad de Cd de 0.324 a 0.158 mg/kg en el suelo. El orden en la disminución de la disponibilidad de Cd entre cada tratamiento siguió el orden GSA-4> GSA-3> Biochar> GSA-2> Cal> FE-BIOCAHR> Yirang> DASY> Fertilizante P> GSA-1> DEK1> CK (0.136; 0.147; 0.158; 0.165; 0.173; 0.188; 0.188; 0.190; 0.195; 0.205; 0.224; 0.324 mg/kg).

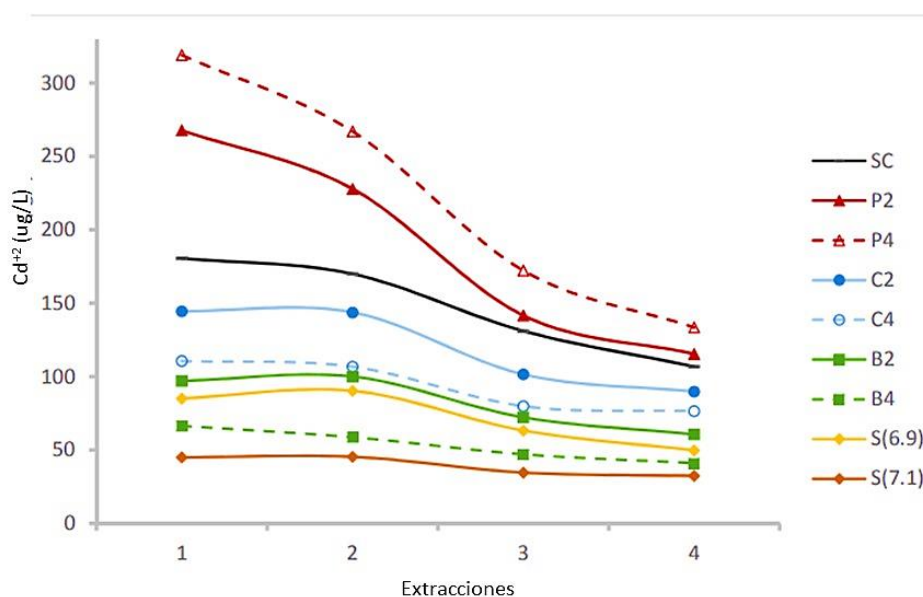


**Figura 5.** Correlaciones entre pH y la extractabilidad de  $\text{Cd}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$  en suelos emendados que disminuyen su disponibilidad en el tercer mes de aplicación. Adaptado de Hamid et al. (2018).

Huang et al. (2019) aplicó roca fosfórica activada con ácido oxálico (APR) y harina de huesos (BM) para inmovilizar  $\text{Cu}^{+2}$  y  $\text{Pb}^{+2}$ , demostraron que la fracción de  $\text{Pb}^{+2}$  intercambiable con sustancias ácidas del suelo de áreas mineras tratado logro su disminución comparados con el control, pero nos e produjeron cambios significativos en la fracción de  $\text{Cu}^{+2}$  intercambiable o extraíble en  $\text{CaCl}_2$  con los ácidos del suelo tratado, asimos la aplicación de etas enmiendas aumentaron la fracción de ambos metales residuales adsorbidos en

los suelos contaminados, especialmente con dosis del 4%, en realidad la reducción obtenida por la aplicación de APR fueron 56% y 91% y en BM los suelos modificados fueron 67% y 64%, respectivamente. La inmovilización de Cu y Pb por APR y BM podría ser inducida por el aumento del pH del suelo y el contenido de P soluble en los suelos modificados.

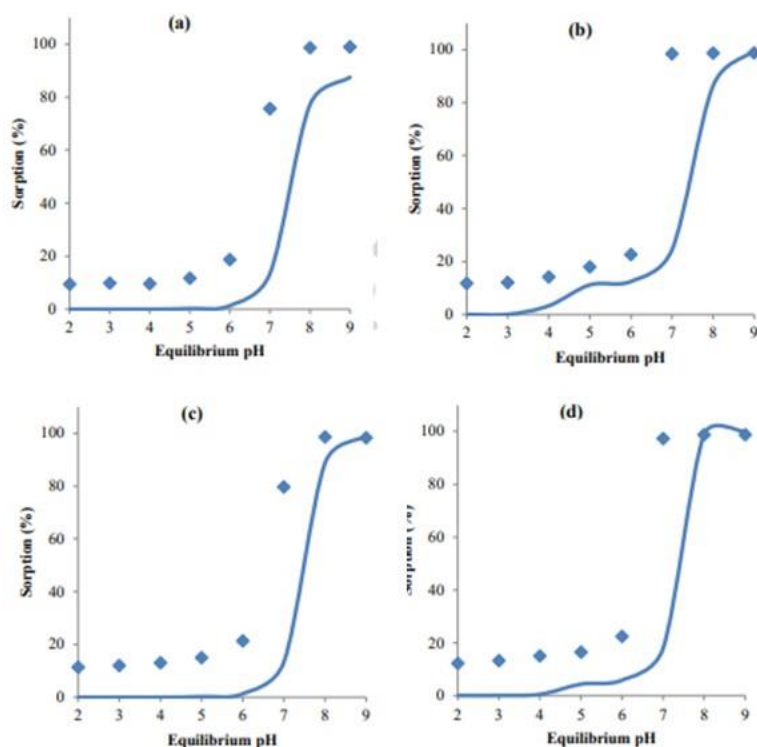
Van Poucke et al. (2018) al tratar suelos de entornos mineros con biocarbón logro liberaciones muy pobres de  $\text{Cd}^{+2}$  en un 67% en la solución del suelo con biocarbón al 4%, en cambio, los tratamientos de compost al 4% y turba al 4% causaron un incremento en la liberación el metal del 30% y 231% respectivamente. La aplicación de cal fue tan eficaz como el de biocarbón para disminuir la liberación de  $\text{Cd}^{+2}$ , también la lixiviación del metal disminuyó con el uso de biocarbón, el efecto combinado del pH y la capacidad de complejación de los metales se redujo eficazmente cuando se usó biocarbón por mucho más tiempo a diferencia de la cal, compost y turba.



**Figura 6.** Disminución de Cd extraído en los distintos tratamientos (método de  $\text{CaCl}_2$  0.01M). Tomado de Van Poucke et al. (2018)

Tahervand & Jalali (2017) estudió la sorción de  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+2}$  y  $\text{Zn}^{+2}$  sometidos a distintos pHs en un rango de 2 a 9 aplicado a un suelo enmendado con tres adsorbentes como la bentonita, calcita y zeolita, los resultados señalaron una sorción de  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+2}$ ,  $\text{Cu}^{+2}$  y de  $\text{Zn}^{+2}$ , sujeto a un modelo de intercambio iónico y de complejación superficial, al usar enmiendas de bentonita y calcita en suelos

contaminados, mientras que la zeolita libero más metales, indicado que el mecanismo dominante en la zeolita fue reversible con una secuencia de sorción de metales en el rango de pH estudiado en el orden de  $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd} \geq \text{Ni}$ .



**Figura 7.** Distribución de la sorción de Cd en: a) suelo sin tratar, b) suelo tratado con bentonita, c) suelo tratado con calcita y d) suelo tratado con zeolita en función de pH. Tomado de Tahervand & Jalali (2017)

Khan, et al. (2018) Produjeron biocarbones elaborados con madera dura (BCH) y otro con cáscara de arroz (RCH) y fueron aplicados en suelos de tierras altas y en condiciones saturadas, los resultados señalaron que la aplicación de BCH incrementó la sorción de Cd (59 - 71%) en suelos saturados (SS) y entre un 57 - 17% en suelos de tierras altas, mientras que el uso de RCH incremento la sorción de Cd en suelos saturados en menor proporción a los de BCH. El tratamiento con RCH, registro incrementos entre 21 y 41% en la sorción de Cd en los suelos saturados SS y entre 38 y 54% en suelos de tierra alta, una comparación en los modelos de adsorción dio un mejor ajusta a la ecuación de Langmuir frente a la de Freundlich, el mecanismo de sorción correspondió al de



tipo electrostático para la aplicación de BHC y no electrostáticos para el RCH por lo que se produjo una mayor capacidad de adsorción específica.

**Tabla 4.** Adsorción y disponibilidad de metales pesados

<b>Adsorbente</b>	<b>Tipo de suelo</b>	<b>Metal estudiado</b>	<b>Contenido inicial</b>	<b>Metal extraíble</b>	<b>Pruebas de Adsorción Máxima</b>	
roca de fosfato de dolomita (DPR) aplicada a suelo	suelos agrícolas alfisoles y Spodosol	Pb+2	1000 mg/kg	-	46.1 mg/g	Liu et al. (2021)
roca de fosfato de dolomita activada con ácido húmico (ADPR) aplicada a suelo	suelos agrícolas alfisoles y Spodosol	Pb+2	1000 mg/kg	-	49 mg/g	
biocarbón (BC) aplicada a suelo	suelos agrícolas alfisoles y Spodosol	Pb+2	1000 mg/kg	-	61 mg/g	
roca de fosfato de dolomita (DPR), aplicada a suelo	suelos agrícolas alfisoles y Spodosol	Cd+2	10 mg/kg	-	12.1 mg/g	
roca de fosfato de dolomita activada con ácido húmico (ADPR) aplicada a suelo	suelos agrícolas alfisoles	Cd+2	10 mg/kg	-	22.3 mg/g	
biocarbón (BC) aplicada a suelo	suelos agrícolas alfisoles y Spodosol	Cd+2	10 mg/kg	-	13.2 mg/g	
suelo sin tratamiento (control)	suelos agrícolas alfisoles	Pb+2	40.58 mg/kg	-	3.3 mg/g	
Suelo sin tratamiento (control)	suelos agrícolas alfisoles	Cd+2	46.84 mg/kg	-	1.37 mg/g	
Suelo sin tratamiento (control)	suelos agrícolas Spodosol	Pb+2	12.31 mg/kg	-	1.95 mg/g	
Suelo sin tratamiento (control)	suelos agrícolas Spodosol	Cd+2	4.56 mg/kg	-	0.767 mg/g	

Suelo de cultivo de cacao 1 + vermicompost al 2%	suelo agrícola de cultivo	Cd <sup>2+</sup>	0 or 5 mg/kg	<ld	36.4 mg/kg	Chávez et al. (2016)
Suelo de cultivo de cacao 2 + vermicompost al 2%	suelo agrícola de cultivo	Cd <sup>2+</sup>	0 or 5 mg/kg	<ld	172 mg/kg	
Suelo de cultivo de cacao 3 + vermicompost al 2%	suelo agrícola de cultivo	Cd <sup>2+</sup>	0 or 5 mg/kg	<ld	19.9 mg/kg	
Suelo de cultivo de cacao 1 + zeolita al 2%	suelo agrícola de cultivo		0 or 5 mg/kg	3.36 mg/kg	0.55 mg/kg	
Suelo de cultivo de cacao 2 + zeolita	suelo agrícola de cultivo		0 or 5 mg/kg	0.54 mg/kg	0.37 mg/kg	
Suelo de cultivo de cacao 3 + zeolita al 2%	suelo agrícola de cultivo		0 or 5 mg/kg	4.62 mg/kg	-	
Polvo de PR crudo (mezcla de fluorapatita y calcita)	Suelo de parcela de hortalizas en un área minera	Pb <sup>+2</sup> Cu <sup>+2</sup>	Pb total = 158.8 mg/kg Cu total = 573.2 mg/kg	Cu <sup>+2</sup> = 25.07 - 58.57 % Pb <sup>+2</sup> = 53.7 - 91.92 %	-	Huang et al. (2019)
harina de huesos desgrasada (fosfato de calcio, carbonato de calcio y dolomita) BM	Suelo de parcela de hortalizas en un área minera	Pb <sup>+2</sup> Cu <sup>+3</sup>	Pb total = 158.8 mg/kg Cu total = 573.2 mg/kg	Cu <sup>+2</sup> = 25.41 - 67.74 % Pb <sup>+2</sup> = 25.83 - 64.06 %	-	
Biocarbón de ganado -CB	ni	Pb <sup>+2</sup> Cd <sup>+2</sup> Cu <sup>+2</sup> Hg <sup>+2</sup>	0 - 10 mM	-	Pb <sup>+2</sup> =2.81 mmol/g Cd =0.73 mmol/g Cu <sup>+2</sup> =1.05 mmol/g Hg = 0.35 mmol/g	Lei et al. (2019)
Biocarbón de cerdo- SB	ni		0 - 10 mM	-	Pb <sup>+2</sup> =3.1 mmol/g Cd =0.89 mmol/g Cu <sup>+2</sup> =1.17 mmol/g Hg = 0.36 mmol/g	

Biocarbón de estiércol de ganado-CMB	ni		0 - 10 mM	-	Pb+2=2.06 mmol/g Cd =0.59 mmol/g Cu+0.78 mmol/g Hg = 0.74 mmol/g	
biocarbón de estiércol de cerdo - SMB	ni		0 - 10 mM	-	Pb+2=1.95 mmol/g Cd =0.59 mmol/g Cu+0.78 mmol/g Hg = 0.75 mmol/g	
Biocarbón de estiércol de aves de corral - PMB	ni		0 - 10 mM	-	Pb+2=2.28 mmol/g Cd =0.46 mmol/g Cu+0.68 mmol/g Hg = 0.95 mmol/g	
biochar 2% madera de encina pirolizada a 650 ° C (B2)	Suelo podzol de área de fundición - industrial	B2 2%	Cd+2 = 98 ug/L	Cd+2 = 62 ug/L	-	Van Poucke et al. (2018)
biochar 4% (B2)	Suelo podzol de área de fundición - industrial	B2 4%	Cd+2 = 67 ug/L	Cd+2 = 42 ug/L	-	
compost 2% (C2)	Suelo podzol de área de fundición - industrial	C2 2%	Cd+2 = 146 ug/L	Cd+2 = 90 ug/L	-	
compost 4% (C2) Sustratos de fresa (44%), paja (28%), residuos de puerro (17%) y corteza (11%) en proceso aerobio	Suelo podzol de área de fundición - industrial	C2 4%	Cd+2 = 112 ug/L	Cd+2 = 75 ug/L	-	
turba 2% (P2) turberas en los estados bálticos	Suelo podzol de área de fundición - industrial	P2 2%	Cd+2 = 266 ug/L	Cd+2 = 116 ug/L	-	

turba 4% (P2) turberas en los estados bálticos	Suelo podzol de área de fundición - industrial	P2 4%	Cd+2 = 320 ug/L	Cd+2 = 135 ug/L	-	
suelo encalado de pH 6.9 (S) con CaCO3 puro	Suelo podzol de área de fundición - industrial	S 6.9	Cd+2 = 85 ug/L	Cd+2 = 52 ug/L	-	
suelo encalado de pH 7.1 (S) con CaCO3 puro	Suelo podzol de área de fundición - industrial	S 7.1	Cd+2 = 45 ug/L	Cd+2 = 35 ug/L	-	
Bentonita	Suelo de Irán (0.6 mM/g suelo)	Cd+2 Cu+2 Zn+2 Ni+2	Cd+2 = 0,6 mM Cu+2 = 0,6 mM Zn+2 = 0,6 mM Ni+2 = 0,6 mM	-	Cd+2 = 159 -1330.9 mg/kg Cu+2 = 173.1 - 757 mg/kg Zn+2 = 215.7 - 780 mg/kg Ni+2 = 151.8 - 702 mg/kg	Tahervand & Jalali (2017).
Calcita				-	Cd+2 = 165.7 -1330 mg/kg Cu+2 = 141.4 - 760 mg/kg Zn+2 = 302 - 781 mg/kg Ni+2 = 133.4 - 701 mg/kg	

Zeolita				-	Cd+2 = 164.2 - 1330.5 mg/kg Cu+2 = 166.5 - 757.8 mg/kg Zn+2 = 222.7 - 780.9 mg/kg Ni+2 = 131.5 - 701 mg/kg	
Control				-	Cd+2 = 137.7 - 1330.5 mg/kg Cu+2 = 31.1 - 759.6 mg/kg Zn+2 = 60.7 - 780.9 mg/kg Ni+2 = 104.2 - 673 mg/kg	
(US) +3BCH	Suelo de tierras altas (US)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	2.73	Khan et al. (2018)
(US) +5BCH	Suelo de tierras altas (US)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	1.8	
(US) +3RCH	Suelo de tierras altas (US)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	1.8	
(US) +5BCH	Suelo de tierras altas (US)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	2	
Suelos saturados (SS)	Suelos saturados (SS)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	1.75	
(SS) + 3BCH	Suelos saturados (SS)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	2.27	

(SS) + 5BCH	Suelos saturados (SS)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	2.3	Liu et al. (2018)
(SS) + 3RCH	Suelos saturados (SS)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	2.7	
(SS) + 5RCH	Suelos saturados (SS)	Cd+2	Cd+2 = 5-120 mg/L por g de suelo	-	2.04	
biochar (MCSB)	capa superficial de los arrozales	Ni+2 Zn+2 Cd+2	-	Reducción de Ni+2 extractable = 57.2% Reducción de Zn+2 extractable = 12.7% Reducción de Cd+2 extractable = 30.1%	-	
5% (CBS)	capa superficial de los arrozales		-	Reducción de Ni+2 extractable = 35.7% Reducción de Zn+2 extractable = 19,0% Reducción de Cd+2 extractable = 11.9%	-	

## V. CONCLUSIONES

**OE1:** La disponibilidad de los metales pesados en suelos dependen de las propiedades fisicoquímicas del suelo relacionada con su textura, pH, materia orgánica y su especiación química, se define en torno a estas variables ya que se ha demostrado que los cationes que son los metales pesados pueden formar precipitados, puede haber intercambio catiónico o formar precipitados, en forma de carbonatos, sulfatos o fosfatos. Sin embargo los suelos contaminados por si solos no desarrollan altos niveles de adsorción y más bien la extractabilidad de metales en la solución del suelo puede ser mayor. Un mayor pH ( $> 8$ ) generalmente puede estar relacionado con la formación de precipitados y disminuir la adsorción.

**OE2:** El biocarbón de animales muertos presenta un elevado contenido de calcio y fósforo provenientes de los huesos o esqueletos de los animales como moléculas complejas a diferencia de los biocarbonos elaborados a partir de estiércol de aves o ganados, o residuos biodegradables, y son los derivados vegetales los que presentan una mayor presencia de residuos lignocelulósicos. También se han probado compost y vermicompost, pero por su naturaleza pueden resultar en menores valores de pH lo cual ameritaría el encalamiento del suelo para mejorar las condiciones. En cambio las enmiendas alcalinas pueden elevar el pH del suelo y la carga negativa de la superficie, reduciendo la actividad de los metales porque precipitan, mientras que la adición de materiales orgánicos como estiércol y polvo de madera cambian el pH y la CE afectando la disponibilidad de los metales. El uso de enmiendas minerales como la roca fosfórica, dolomitas, calcita, zeolita, bentonita u otras, pueden ser activadas con distintos aditivos ácidos u orgánicos para actuar favorablemente e inclusive puede formar precipitados disminuyendo la adsorción.

**OE3:** Las adsorciones con pueden resultar generalmente como modelos de Langmuir o Freundlich, sin embargo se ha demostrado que la adsorción se incrementa al usar biocarbón de animales muertos sobre el biocarbón de estiércol de ganado, especialmente en el caso de iones  $Pb^{+2}$ ,  $Cd^{+2}$ , mientras



que el uso de minerales de rocas fosfatadas resulta muy apropiado para adsorber con mayor intensidad al  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ . El uso de vermicompost y zeolita, genera máximas capacidades de metal que logran retener 20% del contenido metálico. Los experimentos de esta diversidad demostraron que el uso de estabilizantes verdes resulta muy efectivos para adsorber metales seguidos de biocarbón, cal, Fe-biocarbón y de fertilizantes, esto disminuye la extractabilidad de los metales en la solución acuosa de los suelos. También se ha demostrado que la variación de pH entre 2 y 9 presenta niveles de adsorción diversos para la sorción de  $\text{Cd}^{+2}$ ,  $\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Ni}^{+2}$  y  $\text{Zn}^{+2}$  ya que estos están sujetos a proceso de intercambio iónico y de complejación superficial,

## **VI. RECOMENDACIONES**

Es necesario el desarrollo experimental de los nuevos materiales como el biocarbón de animales muertos, o la activación de los minerales inorgánicos como los de rocas fosfatadas para evaluar su eficacia en la aplicación a largo plazo y la remediación en condiciones de campo.

Es necesario estudiar los efectos de las enmiendas con la presencia de múltiples metales en campo.

Se requiere afianzar más estudios para diseñar nuevos métodos para modificar las enmiendas del suelo y también para investigar el efecto a largo plazo en sitios reales.

## REFERENCIAS

1. Abdin, Y., Usman, A., Ok, Y. S., Tsang, Y. F., & Al-Wabel, M. (2019). Competitive sorption and availability of coexisting heavy metals in mining-contaminated soil: Contrasting effects of mesquite and fishbone biochars. *Environmental Research*, 108846. doi:10.1016/j.envres.2019.108846
2. Alkurdi, S. S. A., Herath, I., Bundschuh, J., Al-Juboori, R. A., Vithanage, M., Mohan, D., 2019. Biochar versus bone char for a sustainable inorganic arsenic mitigation in water: What needs to be done in future research? *Environ. Int.* 127, 52–69. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.012>.
3. Baiamonte, G., Crescimanno, G., Parrino, F., De Pasquale, C., 2019. Effect of biochar on the physical and structural properties of a sandy soil. *Catena* 175, 294e303
4. Chandrasekaran A, Mukesh MV, Chidambaram S, Singarasubramanian SR, Rajendran S, Muthukumarasamy R, Tamilselvi M (2015) Assessment of heavy metal distribution pattern in the sediments of Tamirabarani river and estuary, east coast of Tamil Nadu, India. *Environ Earth Sci* 73:2441–2452. doi:10.1007/s12665-014-3593-y
5. Chavez, E., He, Z. L., Stoffella, P. J., Mylavarapu, R., Li, Y., & Baligar, V. C. (2016). Evaluation of soil amendments as a remediation alternative for cadmium-contaminated soils under cacao plantations. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(17), 17571–17580. doi:10.1007/s11356-016-6931-7
6. Dhaliwal, S. S., Singh, J., Taneja, P. K., & Mandal, A. (2019). Remediation techniques for removal of heavy metals from the soil contaminated through different sources: a review. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-019-06967-1
7. Elbana, T. A., Magdi Selim, H., Akrami, N., Newman, A., Shaheen, S. M., & Rinklebe, J. (2018). Freundlich sorption parameters for cadmium, copper, nickel, lead, and zinc for different soils: Influence of kinetics. *Geoderma*, 324, 80–88. doi:10.1016/j.geoderma.2018.03.019
8. Essington M (2015) *Soil and water chemistry: an integrative approach*. CRC Press, Boca Raton.

9. . Guo, F., Ding, C., Zhou, Z., Huang, G., Wang, X., 2018. Stability of immobilization remediation of several amendments on cadmium contaminated soils as affected by simulated soil acidification. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 161, 164–172.
10. Hamid, Y., Tang, L., Wang, X., Hussain, B., Yaseen, M., Aziz, M. Z., & Yang, X. (2018). Immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field using inorganic and organic additives. *Scientific Reports*, 8(1). doi:10.1038/s41598-018-35881-8
11. HERNÁNDEZ, Roberto, FERNÁNDEZ, Carlos y BAPTISTA, María. Metodología de la investigación [en línea]. 6ta ed. México: Mc Graw-Hill/ Interamericana, 2014 [Fecha de consulta: 25 de mayo de 2020]. Disponible en: <http://observatorio.epacartagena.gov.co/wp-content/uploads/2017/08/metodologia-de-la-investigacion-sexta-edicion.compressed.pdf> ISBN: 9781456223960
12. Huang, G., Gao, R., You, J., Zhu, J., Fu, Q., Hu, H., (2019). Oxalic acid activated phosphate rock and bone meal to immobilize Cu and Pb in mine soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 174, 401 a 407. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.076>
13. Huang, G., Su, X., Rizwan, M. S., Zhu, Y., & Hu, H. (2016). Chemical immobilization of Pb, Cu, and Cd by phosphate materials and calcium carbonate in contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(16), 16845–16856. doi:10.1007/s11356-016-6885-9
14. Jinadasa N, Collins D, Holford P, Milham PJ, Conroy JP (2016) Reactions to cadmium stress in a cadmium-tolerant variety of cabbage (*Brassica oleracea* L.): is cadmium tolerance necessarily desirable in food crops? *Environ Sci Pollut Res* 23:5296–5306
15. Khan, M. A., Khan, S., Ding, X., Khan, A., & Alam, M. (2018). The effects of biochar and rice husk on adsorption and desorption of cadmium on to soils with different water conditions (upland and saturated). *Chemosphere*, 193, 1120–1126. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.11.110
16. Khan, S., Waqas, M., Ding, F., Shamshad, I., Arp, H. P. H., & Li, G. (2015). The influence of various biochars on the bioaccessibility and bioaccumulation of PAHs and potentially toxic elements to turnips (

- Brassica rapa L.). Journal of Hazardous Materials, 300, 243–253. doi:10.1016/j.jhazmat.2015.06.050
17. Lei, S., Shi, Y., Qiu, Y., Che, L., & Xue, C. (2019). Performance and mechanisms of emerging animal-derived biochars for immobilization of heavy metals. Science of The Total Environment, 646, 1281–1289. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.374
  18. Lei, P., Zhang, H., Shan, B., Lv, S., & Tang, W. (2016). Heavy metals in estuarine surface sediments of the Hai River Basin, variation characteristics, chemical speciation and ecological risk. Environmental Science and Pollution Research, 23(8), 7869–7879. doi:10.1007/s11356-016-6059-9
  19. Li, P., Lang, M., Wang, X.X. and Zhang, T.L., (2016). Sorption and Desorption of Copper and 392 Cadmium in a Contaminated Soil Affected by Soil Amendments. CLEAN–Soil, Air, 393 Water. 44(11), 1547-1556.
  20. Li, H., Dong, X., da Silva, E.B., de Oliveira, L.M., Chen, Y., Ma, L.Q., 2017. Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. Chemosphere 178, 466–478
  21. Liang, J., Yang, Z., Tang, L., Zeng, G., Yu, M., Li, X., ... Luo, Y. (2017). Changes in heavy metal mobility and availability from contaminated wetland soil remediated with combined biochar-compost. Chemosphere, 181, 281–288. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.04.081
  22. Lianwen L, Wei L, Weiping S, Mingxin G (2018) Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. Sci Total Environ 633:206–219
  23. Liu, S.-C., Tsai, W.-T., 2016. Thermochemical characteristics of dairy manure and its derived biochars from a fixed-bed pyrolysis. Int. J. Green Energy 13, 963–968.
  24. Liu, B., He, Z., Liu, R., Montenegro, A. C., Ellis, M., Li, Q., & Baligar, V. C. (2021). Comparative effectiveness of activated dolomite phosphate rock and biochar for immobilizing cadmium and lead in soils. Chemosphere, 266, 129202. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.129202
  25. Liu, H., Xu, F., Xie, Y., Wang, C., Zhang, A., Li, L., & Xu, H. (2018). Effect of modified coconut shell biochar on availability of heavy metals and biochemical characteristics of soil in multiple heavy metals contaminated

- soil. *Science of The Total Environment*, 645, 702–709. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.115
26. Patel, S., Han, J., Qiu, W., & Gao, W. (2015). Synthesis and characterisation of mesoporous bone char obtained by pyrolysis of animal bones, for environmental application. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 3(4), 2368–2377. doi:10.1016/j.jece.2015.07.031
  27. Qin, P., Wang, H., Yang, X., He, L., Müller, K., Shaheen, S.M., Xu, S., Rinklebe, J., Tsang, D.C.W., Ok, Y.S., Bolan, N.S., Song, Z., Che, L., Xu, X., 2018. Bamboo- and pig-derived biochars reduce leaching losses of dibutyl phthalate, cadmium, and lead from cocontaminated soils. *Chemosphere* 198, 450–459
  28. Sharma S, Dhaliwal SS (2019) Effect of sewage sludge and rice straw compost on yield, micronutrient availability and soil quality under rice–wheat system. *Commun Soil Sci Plant Anal.* <https://doi.org/10.1080/00103624.2019.1648489>
  29. Sharma V, Singh P. (2015). Heavy metals pollution and it, s effect on environment and human health. *International Journal of Recent Scientific Research Research* Vol. 6, Issue, 12, pp. 7752-7755
  30. Su, X., Zhu, J., Fu, Q., Zuo, J., Liu, Y., & Hu, H. (2015). Immobilization of lead in anthropogenic contaminated soils using phosphates with/without oxalic acid. *Journal of Environmental Sciences*, 28, 64–73. doi:10.1016/j.jes.2014.07.022
  31. Sumiahadi A, Acar R (2018) A review of phytoremediation technology: heavy metals uptake by plants. *Earth Env Sci* 142:12–23
  32. Tahervand, S., & Jalali, M. (2017). Sorption and desorption of potentially toxic metals (Cd, Cu, Ni and Zn) by soil amended with bentonite, calcite and zeolite as a function of pH. *Journal of Geochemical Exploration*, 181,
  33. Tan, X., Liu, Y., Gu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Sun, Z. and Yang, Z., 2015. 440 Immobilization of Cd (II) in acid soil amended with different biochars with a long term 441 of incubation. *Environmental Science and Pollution Research*. 22(16), 12597-12604.
  34. Van Poucke, R., Ainsworth, J., Maesele, M., Ok, Y. S., Meers, E., & Tack, F. M. G. (2018). Chemical stabilization of Cd-contaminated soil using

- biochar. *Applied Geochemistry*, 88, 122–130.  
doi:10.1016/j.apgeochem.2017.09.001
35. Venegas, A., Rigol, A., Vidal, M., 2016. Changes in heavy metal extractability from contaminated soils remediated with organic waste or biochar. *Geoderma* 279, 132e140.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.010>.
36. Wan J, Zhang C, Zeng G, Huang D, Hu L, Huang C, Wu H, Wang L (2016) Synthesis and evaluation of a new class of stabilized nanochlorapatite for Pb immobilization in sediment.
37. Wang, L., Li, X., Tsang, D. C. W., Jin, F., & Hou, D. (2020). Green remediation of Cd and Hg contaminated soil using humic acid modified montmorillonite: immobilization performance under accelerated ageing conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 122005.  
doi:10.1016/j.jhazmat.2019.122005
38. Yang, Z., Liang, J., Tang, L., Zeng, G., Yu, M., Li, X., ... Mo, D. (2017). Sorption-desorption behaviors of heavy metals by biochar-compost amendment with different ratios in contaminated wetland soil. *Journal of Soils and Sediments*, 18(4), 1530–1539. doi:10.1007/s11368-017-1856-4
39. Zeng G, Jia W, Huang D, Liang H, Chao H, Min C, Xue W, Gong X, Wang R, Jiang D (2017) Precipitation, adsorption and rhizosphere effect: the mechanisms for phosphate-induced Pb immobilization in soils-a review. *J Hazard Mater* 339:354–367
40. Zeng, G., Wu, H., Liang, J., Guo, S., Huang, L., Xu, P., Liu, Y., Yuan, Y., He, X., He, Y., (2015). Efficiency of biochar and compost (or composting) combined amendments for reducing Cd, Cu, Zn and Pb bioavailability, mobility and ecological risk in wetland soil. *RSC Adv.* 5, 34541e34548.  
<http://dx.doi.org/10.1039/c5ra04834f>.